

**ESTADO DEL ARTE SOBRE LA PRESENCIA DE METALES PESADOS EN
TEJIDOS Y AGALLAS DE PECES**

MARÍA FERNANDA ZORRILLA DOMENICHI

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE OCCIDENTE
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AMBIENTALES
PROGRAMA DE ADMINISTRACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE Y DE LOS
RECURSOS NATURALES
SANTIAGO DE CALI
2011**

**ESTADO DEL ARTE SOBRE LA PRESENCIA DE METALES PESADOS EN
TEJIDOS Y AGALLAS DE PECES**

MARÍA FERNANDA ZORRILLA DOMENICHI

**Proyecto de grado para optar al título de
Administrador del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales**

Directores
ELIZABETH MUÑOZ
Bióloga
ALEJANDRO SOTO DUQUE
Químico

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE OCCIDENTE
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AMBIENTALES
PROGRAMA DE ADMINISTRACIÓN DEL MEDIO AMBIENTE Y DE LOS
RECURSOS NATURALES
SANTIAGO DE CALI
2011

CONTENIDO

| | Pág. |
|-------------------------------------------------------------------------------|------|
| LISTA DE TABLAS | 5 |
| LISTA DE FIGURAS | 6 |
| GLOSARIO | 7 |
| RESUMEN | 8 |
| ABSTRACT | 9 |
| INTRODUCCIÓN | 10 |
| 1. FUNDAMENTOS SOBRE LOS METALES PESADOS | 12 |
| 1.1 FACTORES NATURALES QUE AFECTAN LA COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS | 12 |
| 1.2 FACTORES ANTROPOGÉNICOS QUE AFECTAN LA COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS | 13 |
| 1.2.1 Descargas industriales. | 14 |
| 1.2.2 Actividades mineras. | 14 |
| 1.2.3 Metales pesados. | 14 |
| 1.2.3.1 Movilidad de los metales pesados. | 15 |
| 1.2.3.2 Especiación de metales pesados. | 15 |
| 1.2.3.3 Biodisponibilidad de metales pesados. | 15 |
| 1.2.3.3.1 Factores físico – químicos. | 15 |
| 1.3 Bioacumulación | 16 |
| 1.4 Biomagnificación | 17 |
| 1.5 Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos | 17 |
| 1.6 Interacciones metal – organismo | 18 |
| 1.6.1 Interacciones entre metales y organismos acuáticos. | 19 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------|----|
| 1.7 Reactividad química de los metales pesados asociada a su toxicidad | 20 |
| 1.8 MÉTODOS DE ANÁLISIS | 21 |
| 1.8.1 Espectrometría de absorción atómica. | 21 |
| 1.8.1.1 Atomización con llamas o continua. | 21 |
| 1.8.1.2 Atomización electrotérmica (EAAS). | 21 |
| 1.8.1.3 Atomización en vapor frío. | 22 |
| 2. RESULTADOS | 23 |
| 3. SÍNTESIS DE LOS TRABAJOS REVISADOS | 42 |
| 4. APRECIACIONES FINALES | 58 |
| BIBLIOGRAFÍA | 59 |

LISTA DE TABLAS

| | pág. |
|----------------------------------------------------|------|
| Tabla 1. Metales pesados | 12 |
| Tabla 2. Niveles de metales pesados | 41 |
| Tabla 3. Síntesis de los trabajos revisados | 43 |
| Tabla 3. (Continuación) | 44 |
| Tabla 3. (Continuación) | 45 |
| Tabla 3. (Continuación) | 46 |
| Tabla 3. (Continuación) | 47 |
| Tabla 3. (Continuación) | 48 |
| Tabla 3. (Continuación) | 49 |
| Tabla 3. (Continuación) | 50 |
| Tabla 3. (Continuación) | 51 |
| Tabla 3. (Continuación) | 52 |
| Tabla 3. (Continuación) | 53 |

LISTA DE FIGURAS

| | pág. |
|-------------------------------------------------------------|------|
| Figura 1. Ciclo biogeoquímico de los metales pesados | 18 |
| Figura 2. Porcentaje de metales pesados estudiados | 55 |
| Figura 3. Porcentaje de órganos estudiados | 57 |

GLOSARIO

AAS: Espectroscopia de absorción atómica

ANOVA: Análisis de la varianza

BLM: Modelo ligando biótico (biotic ligand model)

CAT: Catalasa

EAAS: Atomización electrotérmica

EC50s: Concentraciones efectivas

FAAS: Espectrofotometría de absorción atómica de llama

FEPA: The food and environment protection act

GSSG P: Glutación peroxidasa

LASEPA: La Agencia de protección ambiental del estado de lagos

MDA: Malonildialdehído

MP: Metales pesados

OMS: Organización mundial de la salud

pH : Potencial de hidrógeno

ROS: Especies reactivas de oxígeno (Reactive oxygen species)

SOD: Superóxido dismutasa

US.EPA: Agencia de los Estados Unidos Para la Protección Ambiental

UV: Radiación ultravioleta

WERS: Relación de efectos de agua

WQC: Criterios de calidad del agua (water quality criteria)

RESUMEN

En la actualidad, una de las problemáticas ambientales más importantes se refiere a la contaminación por metales pesados. Este tipo de contaminación química es una de las más nocivas tanto para los ecosistemas acuáticos como para los organismos que habitan en ellos ya que los peces tienen la capacidad de almacenar en su organismo una concentración mayor de metales pesados en comparación con la presente en el medio. Debido a esta circunstancia la concentración de metales pesados que se encuentra en los peces es un indicador importante de la contaminación ambiental. Por otra parte, el consumo de peces contaminados se puede convertir en un problema de salud para las poblaciones que se alimentan de este recurso.

En la naturaleza los metales pesados se encuentran en concentraciones mínimas. Sin embargo, el incremento del dominio antrópico ha aumentado el crecimiento de las ciudades y consecuentemente el uso de recursos y la construcción de nuevas plantas industriales que son las principales consumidoras de dichos metales y sus derivados. Este crecimiento industrial ha traído consigo un incremento en los niveles de estas sustancias en el medio ambiente, alcanzando concentraciones que son perjudiciales para la salud y el equilibrio biológico.

A pesar de la preocupante situación, es poca la información disponible sobre ésta temática en nuestro medio. La falta de un documento que compile la información existente motivó la realización del presente trabajo sobre la bioacumulación de metales pesados en agallas y tejidos de peces. Para la escritura de este documento se realizó una exploración de las bases de datos certificadas, que permitió detectar y obtener información sobre el tema. Ésta revisión fue muy selectiva y solo se utilizaron las referencias más importantes para construir un documento con buena calidad informativa

Palabras clave: metales pesados, bioacumulación, especiación, biomagnificación, agallas, tejidos, peces.

ABSTRACT

Nowadays, one of the most important environmental problems is the heavy metal pollution. This type of chemical contamination is one of the most harmful to both aquatic ecosystems and for the organisms that inhabiting them because the fish have the ability to store in your body a greater concentration of heavy metals in comparison with the present in the environment . Due to this fact, the concentration of heavy metals in fish is an important indicator of environmental pollution. Moreover, the consumption of contaminated fish can become a health problem for populations that consume this resource.

In nature, the heavy metals are found in minimal concentrations. However, the increasing of the anthropogenic domain has increased the growth of cities and consequently the use of resources and construction of new industrial plants, which are the main consumers of these metals and its derivatives. This industrial growth has brought an increase in the levels of these substances in the environment, reaching concentrations that are harmful to health and biological balance.

Despite the alarming situation, there is little information available about this issue in our media. The lack of a document that compiles the existing information motivated the present work on the bioaccumulation of heavy metals in tissues and fish gills. To write this document an exploration of the certified database was done, which allowed us to detect and obtain information on the subject. This review was very selective and only the most important references were used to write this paper with good quality information.

Keywords: heavy metals, bioaccumulation, speciation, biomagnification, gills, tissues, fish.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas que enfrentan los ecosistemas acuáticos actualmente, es la presencia de metales pesados, los cuales, por su alta toxicidad, permanencia y tendencia a la acumulación en los diferentes compartimientos de los sistemas acuáticos y terrestres resultan en un peligro para la biota acuática ya que contaminan y deterioran el medio ambiente.

Los metales son elementos que en cantidades trazas desempeñan un papel primordial en la vida de los organismos, el problema surge cuando su uso se ve incrementado por las actividades humanas, tanto industriales como urbanas, así como de las prácticas agrícolas, las cuales, pueden aumentar la carga de metales pesados en los ecosistemas acuáticos y alterar sus ciclos naturales.

Recientemente, se han llevado a cabo estudios relacionados al tema de la contaminación por metales pesados en ecosistemas acuáticos, arrojando resultados preocupantes, ya que ciertos organismos como los peces, cuentan con la capacidad de bioacumular y biomagnificar los metales pesados en sus cadenas alimenticias. La peligrosidad de éstas sustancias, las cuales se encuentran asociadas a la contaminación, es la de no ser biodegradables y estables químicamente y, una vez que son emitidos pueden bioacumularse en los organismos vivos como piel, hígado, agallas, entre otros, por períodos prolongados. Su concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros por lo que su ingesta puede provocar síntomas de intoxicación.

En el caso de los peces, lo que ocurre es un efecto combinado de la especiación del metal, es decir, el lazo (ligando) entre el metal y los órganos receptores de los organismos en conjunto con la competencia entre el metal y otros medios presentes en el entorno acuático. Incluye tanto los elementos en estado libre como los variados complejos que pueden formarse con diferentes ligandos (Castañé, 2003).

La idea se basa en que la toxicidad aguda ocurre cuando el complejo metal – ligando alcanza un nivel crítico de concentración. En el caso de los peces, el ligando biótico corresponde a las cadenas de sodio o calcio en la superficie de las agallas, en donde se lleva a cabo la regulación iónica de la sangre (Ecoamerica, 2007).

Finalmente, el objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión bibliográfica sobre la presencia de los metales pesados en tejidos y agallas de peces como parte fundamental en la gestión de los ecosistemas acuáticos, para lo cual se realizó una exploración en bases de datos certificadas, que permitió detectar y obtener información sobre el tema. Ésta revisión fue muy selectiva, ya que se eligieron o clasificaron sólo los más importantes para construir un documento de buena calidad informativa.

Ésta información será utilizada con sus respectivos créditos en los trabajos que realice el Grupo de Estudios Ambientales para el Desarrollo Sostenible

(GEADES), del Departamento de Ciencias Ambientales de la Facultad de Ciencias Básicas.

1. FUNDAMENTOS SOBRE LOS METALES PESADOS

Comúnmente, el término de metales pesados es utilizado para referirse a un conjunto de diversos elementos químicos a los que son atribuidos diferentes efectos de contaminación, toxicidad y ecotoxicidad. Los metales ejercen su acción de muchas maneras, pero por lo general lo hacen dentro de las células corporales. Algunos interrumpen las reacciones químicas, mientras que algunos bloquean la absorción de los nutrientes esenciales, y otros cambian las formas de los compuestos químicos vitales inutilizándolos. Algunos metales se unen a los nutrientes en el estómago lo que evita su absorción. Estos resultados dependen del metal específico y del órgano afectado.

Es así como ciertos metales se bioacumulan alcanzando concentraciones tóxicas, otros tienen propiedades cancerígenas en ciertos órganos del cuerpo, algunos tienen propiedades mutagénicas pero el grupo final de efectos ocurre con los denominados tetarogénicos, es decir, aquellos que inducen cambios genéticos en organismos en desarrollo. Es por esto, que al profundizar en éste tipo de estudios es necesario establecer un marco de referencia para aclarar algunos interrogantes relacionados con sus funciones y propiedades. En la tabla 1 se presentan los metales pesados con su respectivo nombre y símbolo.

Tabla 1. Metales pesados

| | | | |
|-----------|----------|-----------|-----------|
| Ag | Plata | Li | Litio |
| Al | Aluminio | Mg | Magnesio |
| As | Arsénico | Mn | Manganeso |
| B | Boro | Mo | Molibdeno |
| Ba | Bario | Ni | Níquel |
| Cd | Cadmio | Pb | Plomo |
| Co | Cobalto | Se | Selenio |
| Cr | Cromo | Sr | Estroncio |
| Cu | Cobre | V | Vanadio |
| Fe | Hierro | Zn | Zinc |
| Hg | Mercurio | | |

A continuación, se plantean algunos conceptos que intervienen en el flujo fisicoquímico y biológico de los metales pesados, fundamentales para comprender la dinámica enmarcada en los metales pesados.

1.1 FACTORES NATURALES QUE AFECTAN LA COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS

De acuerdo con Mendiguchía (2005) para entender cómo el ser humano afecta o modifica las características de los ecosistemas acuáticos es importante determinar cuáles son los factores naturales que definen dichas características, ya que si se toma en cuenta el ciclo hidrológico, éste permite la interacción del elemento tanto

con gases como con líquidos y sólidos. Sin embargo, existen dos factores físicos de particular importancia en la composición de las aguas naturales: el tiempo de residencia y los caminos o rutas que sigue el agua en el sistema.

- El tiempo de residencia: existe una relación directamente proporcional entre el tiempo de exposición o contacto entre un material y el agua, es decir que cuanto mayor sea el tiempo que el agua interactúa con un material, más oportunidades tendrá de interactuar ante él.
- Los caminos o rutas que sigue el agua en el sistema: estos caminos determinan las características de los materiales con los que el agua interactúa¹.

No obstante, la biota (acción de predadores, parásitos, enfermedades, entre otras) también interviene física y químicamente en multitud de reacciones que se llevan a cabo en el medio acuático. A continuación se mencionan los tres tipos de factores que afectan la composición de las aguas:

- Factores atmosféricos: a través de éste medio se produce el transporte de materiales de unas zonas a otras siendo posteriormente depositados.
- Factores geológicos: reacciones de erosión entre las aguas naturales y los compuestos minerales de la superficie de las rocas.
- Factores biológicos: muchos organismos acuáticos pueden modificar físicamente el suelo en el que viven. Así mismo, toman nutrientes que pasan a ser excretados, modificando la composición química de las aguas al producir cambios en el pH, potencial redox, entre otros (Mendiguchía, 2005).

1.2 FACTORES ANTROPOGÉNICOS QUE AFECTAN LA COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS

En éste apartado es muy importante diferenciar que los aportes realizados por el ser humano pueden tener un origen muy diverso:

- Fuentes puntuales: como la descarga de efluentes de aguas residuales tratadas o de los efluentes procedentes de actividades industriales y cuyo origen está geográficamente bien delimitado, por lo que resulta más sencillo realizar un seguimiento de los cambios que producen en el medio receptor.

¹ MENDIGUCHÍA MARTÍNEZ, Carolina. Utilización de ultratrazas de metales pesados como trazadores de los efectos antropogénicos producidos en ecosistemas acuáticos. Tesis doctoral. Cádiz, Universidad de Cádiz, 2005, Citado por: Bricker, O.P. and Jones, B.F. (1995) *Main factors affecting the composition of natural waters* In Trace elements in natural waters. Eds. B. Salbu and E. Steinnes. CRC Press, Boca Raton.

- Fuentes difusas: debidas a las escorrentías procedentes de zonas urbanas y agrícolas, al aporte de aguas subterráneas contaminadas, a la deposición atmosférica o al uso recreativo de los cursos de aguas. Los efectos producidos por estos aportes no puntuales pueden abarcar una zona geográfica extensa no delimitada, por lo que son más difíciles de controlar (Mendiguchía, 2005).

1.2.1 Descargas industriales. Las descargas de origen industrial traen inherentemente una gran variabilidad en las características de sus efluentes dependiendo del tipo de industria que los genere. En un sentido general, en los países industrializados los contaminantes son descargados indiscriminadamente a los ecosistemas acuáticos, ya que la mayoría de las industrias tratan primero sus residuos para posteriormente ser incorporados a la red de alcantarillado y de ésta a las estaciones de tratamiento de aguas residuales (Mendiguchía, 2005).

1.2.2 Actividades mineras. La minería es una de las actividades industriales más peligrosas desde el punto de vista de la contaminación debido a la gran cantidad de residuos que se generan y a los elementos que los forman, estando principalmente compuestos de ácidos y metales fuertemente tóxicos para los organismos vivos. Además, aunque su origen suele estar localizado como una fuente puntual, el efecto de la contaminación asociada a este tipo de actividad puede extenderse lejos de dicha fuente.

Son tres los tipos de contaminación generada por la extracción de metales pesados a gran escala:

- Residuos producidos durante la explotación, la molienda y fundición y que son depositados cerca de la fuente de origen.
- Efectos producidos en suelos, atmósfera, ríos, aguas subterráneas, entre otros, como consecuencia del transporte de contaminantes generados en el lugar de explotación a través de corrientes de aguas o de la atmósfera.
- Removilización de contaminantes a muchos kilómetros de distancia de la fuente (Mendiguchía, 2005).

1.2.3 Metales pesados. Son aquellos cuya densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua, es decir, son los elementos químicos que poseen un peso atómico comprendido entre 63.55 y 200.59. Entre estos se cuentan el Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Estaño (Sn) y Zinc (Zn).

Dentro de éste marco se pueden encontrar dos grupos:

- **Oligoelementos o micronutrientes:** Son aquellos requeridos en pequeñas cantidades necesarias para que los organismos completen su ciclo vital. Sin embargo, cuando pasan cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de éste grupo se encuentran: As, B, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.
- **Metales pesados sin función biológica conocida:** Su presencia en determinadas cantidades en los seres vivos conlleva a disfunciones en el funcionamiento. Son altamente tóxicos y tienen la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Dentro de éste grupo se tienen: Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Sb y Bi. Su concentración en el ambiente puede causar daños a la salud de los seres humanos.

1.2.3.1 Movilidad de los metales pesados. Esta hace referencia a las vías por las cuales los metales se pueden distribuir de forma biótica y abiótica:

- Pueden quedar retenidos en el suelo, bien sea por la solución del suelo o porque son fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación.
- Incorporarse a la cadena trófica mediante la absorción de las plantas y posteriormente pasar a la atmósfera por volatilización.
- Movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

1.2.3.2 Especiación de metales pesados. Es la relación del metal con los constituyentes químicos del agua. El agua químicamente pura no existe en la naturaleza, las aguas naturales contienen metales pesados disueltos en ella. Sin embargo, aunque los metales pesados son tóxicos, lo que los hace realmente peligrosos no son sus características esenciales, sino las concentraciones en las que pueden presentarse y el tipo de especie que forman en un determinado medio.

En otras palabras, es la distribución de un elemento químico entre las diferentes formas en las cuales puede existir, en un medio determinado. Incluye tanto los elementos libres (en forma neutra o ionizada) como los variados complejos que pueden formarse con diferentes ligandos (Castañé, 2003).

1.2.3.3 Biodisponibilidad de metales pesados. Comprende la fracción de metales pesados que están disponibles para su absorción por los organismos vivos, comprende a las formas solubles e intercambiables controladas por diversas reacciones químicas.

1.2.3.3.1 Factores físico – químicos. Ambos tienen gran influencia sobre el grado de toxicidad así como también en la incorporación de los metales en la biota acuática. Algunos parámetros son mencionados a continuación:

- Potencial de hidrógeno (pH): Afecta tanto la especiación química como a la movilidad. Es muy importante en las interacciones de los metales pesados con parámetros como la dureza del agua y con los compuestos orgánicos. Determina fuertemente la adsorción o liberación de cationes (desorción) por las sustancias orgánicas.
- Potencial Redox: influye sobre los fenómenos de especiación metálica. Los equilibrios redox se encuentran controlados por la actividad de electrones libres en el agua, los cuales se encuentran definidos por el potencial redox (Eh) (mV). A altos valores de Eh se asocian fenómenos oxidantes; mientras que a bajos valores del mismo lo hacen los reductores. El potencial redox puede influir en los procesos de adsorción, incluso al propio contaminante.
- Iones inorgánicos: tanto aniones como cationes influyen sobre la toxicidad de los metales pesados, ya que forman compuestos insolubles como carbonatos o a la adsorción sobre carbonato cálcico. Generalmente, lo anterior es el resultado de la mezcla de aguas de distintos orígenes como vertidos industriales y domésticos en los cursos naturales de diversas características físico – químicas.
- Temperatura: influye sobre la solubilidad de los metales y al igual que el contenido de Oxígeno Disuelto afecta de forma decisiva tanto a la distribución como al estado fisiológico de la biota del sistema acuático del que va a depender la respuesta frente al tóxico.
- Materia orgánica: tanto soluble como particulada, altera la distribución de los metales. Se produce una disminución de los niveles disueltos y un aumento de la concentración de metales en la forma coloidal y en suspensión así como en los sedimentos (Varón, 2009).

1.3 BIOACUMULACIÓN

La bioacumulación se entiende como el incremento en la concentración de un producto químico en un organismo biológico a través del tiempo, comparado con las concentraciones químicas en el ambiente. Los compuestos se acumulan en los seres vivos y son almacenados más rápidamente de lo que pueden metabolizar. Los metales pesados pueden entrar en un suministro de agua debido a los residuos industriales y de consumo o incluso de la lluvia ácida, romper los suelos y liberar metales pesados en los arroyos, lagos, ríos y aguas subterráneas (Mendiguchía, 2005).

Los metales pesados constituyen un riesgo serio para el medio ambiente, ya que son sustancias con una gran estabilidad química ante los procesos de biodegradación, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlos, generándose una contaminación por bioacumulación y un efecto multiplicador en la concentración del contaminante en la cadena trófica. Alcanzan niveles altos de

toxicidad y se absorben muy eficientemente a través de las membranas biológicas por su elevada afinidad química por el grupo sulfhidrilo (-SH) de las proteínas (Mancera, 2006).

Uno de los principales problemas que vive la sociedad actual es la constante contaminación que se presenta en los ecosistemas acuáticos, debido a las descargas de efluentes carentes de un tratamiento previo. Es por esto, que la depuración natural de las aguas cobra gran importancia ya que en este proceso se eliminan contaminantes, de tal forma que los cursos de agua se recuperan y tanto sus características naturales como su equilibrio ecológico no se ven modificados.

No obstante, cuando los niveles de contaminación son elevados y específicamente en el caso de las sustancias tóxicas como los metales pesados (MP), en el cual el sistema se encuentra tan alterado que el mecanismo de depuración se ve inhabilitado para ejercer su función. Así mismo, las consecuencias para los organismos resultan en variaciones debido a que en la mayoría de los casos los organismos bioacumulan estos metales como consecuencia de la alta persistencia de éstos en el entorno. La peligrosidad de los metales pesados es mayor al no ser química ni biológicamente degradables.

Una vez emitidos, pueden permanecer en el ambiente durante cientos de años. Además, su concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros, por lo que la ingesta de plantas o animales contaminados puede provocar síntomas de intoxicación. La actividad humana incrementa el contenido de estos metales en el ambiente en cantidades considerables, siendo ésta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas.

1.4 BIOMAGNIFICACIÓN

Es la disposición a concentrarse en niveles tróficos sucesivos. El proceso de bioacumulación se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. En otras palabras la biomagnificación ocurre cuando muchas toxinas que están diluidas en el medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica (Varón, 2009).

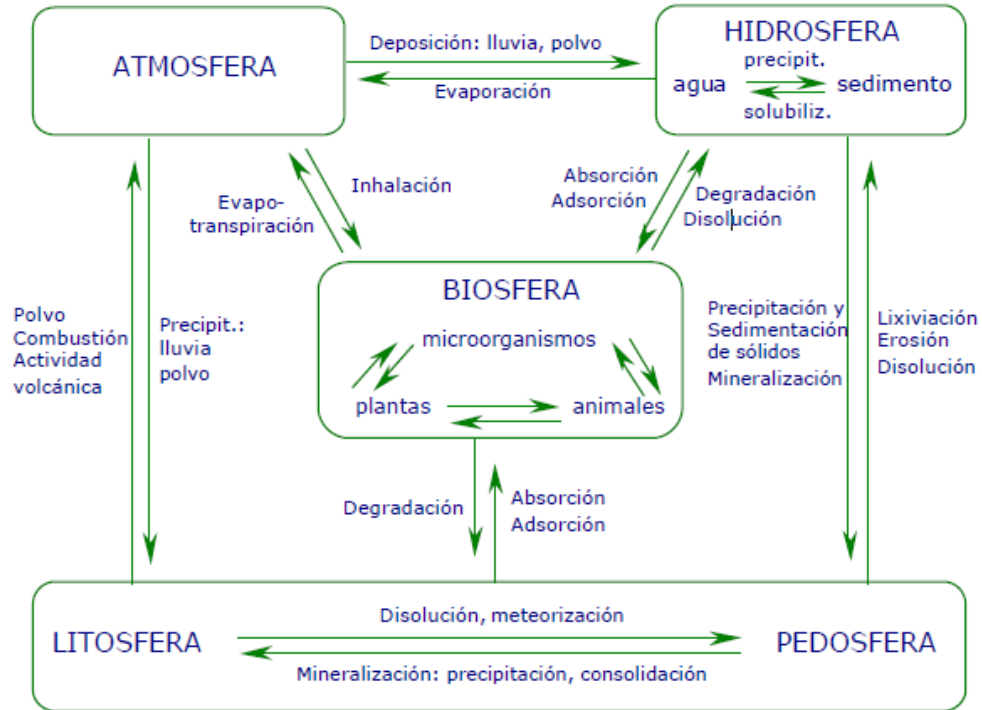
1.5 VÍAS DE ENTRADA Y ORIGEN DE LOS METALES PESADOS EN LOS SISTEMAS ACUÁTICOS

Principalmente, son tres las vías para ingresar al medio acuático:

- La vía atmosférica: se produce por la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales (erupciones volcánicas) o antropogénicos (combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales).

- La vía terrestre: producto de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, lixiviación de residuos sólidos precipitación atmosférica, etc.).
- La vía directa: vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cauces fluviales (Rosas, 2001).

Figura 1. Ciclo biogeoquímico de los metales pesados



Fuente: ROSAS RODRÍGUEZ, Hermógenes. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Cataluña. Universidad Politécnica de Cataluña. 2001. 16 p.

1.6 INTERACCIONES METAL – ORGANISMO

Al aproximarse a la superficie de un organismo vivo, un metal, encuentra primero una capa protectora de polisacáridos o glicoproteínas (por ejemplo: la pared celular de los microorganismos o el mucus de las células animales). Las macromoléculas que forman esta capa externa contienen una variedad de grupos funcionales simples, dominados por dadores de oxígeno. A valores de pH neutro algunos de esos grupos pueden ionizarse, conformando una matriz de sitios cargados negativamente a través del cual el metal debe migrar.

Al moverse hacia el interior celular, el metal encuentra la membrana plasmática, con un gran número de receptores o sitios de unión que pueden ser de dos tipos: sitios fisiológicamente inertes, en los cuales el metal puede ser secuestrado sin perturbar el funcionamiento celular normal, o sitios fisiológicamente activos. En el último caso, la unión del metal puede afectar el metabolismo directamente (por ejemplo si el sitio de unión corresponde a una enzima de membrana) o

indirectamente (si el metal unido es transportado a través de la membrana al interior de la célula) y una vez dentro de la célula, puede interactuar con una amplia variedad de sitios, con las consiguientes alteraciones del metabolismo.

Estas alteraciones pueden variar de acuerdo al tipo de metal, en el caso particular del cadmio, éste interactúa con el metabolismo del calcio y específicamente en los peces provoca hipocalcemia (disminución de las concentraciones de calcio total), probablemente al inhibir la captación de calcio a partir del agua (Castañe, 2003).

1.6.1 Interacciones entre metales y organismos acuáticos. Para la mayoría de los organismos, la exposición a metales pesados, por encima de una concentración umbral, puede ser extremadamente tóxica. Los de mayor importancia tóxica y ecotoxicológica en los ambientes acuáticos son: Hg, As, Cr, Pb, Cd, Ni y Zn. Los iones de estos elementos suelen penetrar en la célula a través de los mismos sistemas de transporte que utilizan otros cationes metálicos fisiológicamente importantes (Ca, Mg, Cu, Zn).

La captación y toxicidad de los metales pesados para los organismos acuáticos están influidos no sólo por su concentración, también son relevantes el tiempo de exposición y los factores medioambientales. Para considerar las relaciones de los metales con la biota acuática se deben tener en cuenta tres niveles de interés:

- La especiación del ambiente: en la descripción de la concentración de compuestos inorgánicos, considerados “sustancias traza” en los ambientes naturales, es frecuente encontrar la misma expresada en términos de elementos químicos. No obstante, éstos son parte de moléculas y forman diversas especies moleculares presentes simultáneamente y en relaciones diversas en el ambiente. Por otro lado, el comportamiento de un elemento depende de las especies particulares en las que está presente y la mayor reactividad de una especie no necesariamente coincidirá con la mayor concentración del metal en esa forma química. Es por esto, que el comportamiento de un elemento en el medio no pueda predecirse basándose en su concentración total.
- Las interacciones con la membrana plasmática en la interfase organismo – ambiente: la interacción de un metal con un organismo acuático puede plantearse como un proceso que involucra los siguientes pasos: la difusión desde el seno de la solución a la superficie biológica, la difusión a través de las barreras externas, la sorción/complejación en la superficie del metal a sitios de unión pasivos en la capa protectora, o a sitios en la superficie externa de la membrana plasmática y finalmente, la internalización del metal mediante mecanismos de transporte a través de la membrana plasmática.
- La partición del elemento en los compartimentos del organismo y los efectos biológicos resultantes de su interacción con los receptores en los sitios de acción: las respuestas tóxicas pueden ser debidas a alguno de los siguientes daños causados por el metal:

- Bloqueo de grupos funcionales, biológicamente esenciales de biomoléculas, por ejemplo el complejo piruvato dehidrogenasa es inhibido por el As^{3+} debido a su reacción con dos grupos sulfhidrilos del ácido dihidrolipoico, por formación de una estructura cíclica estable.
- Desplazamiento de iones metálicos esenciales en biomoléculas, como por ejemplo la inhibición por Pb de ácido d - aminolevulínico dehidratasa, donde el Zn es desplazado por dicho metal, así como la alteración en la composición y conformación de eritrocitos expuestos a iones Pb.
- Modificación de la conformación activa de las biomoléculas, por ejemplo, el Hg reacciona con las uniones disulfuro, afectando la estructura terciaria y cuaternaria de las proteínas. La inserción del Hg extiende la longitud normal de la unión disulfuro en aproximadamente 0.3 nm, lo cual en algunos casos es suficiente para reducir la actividad biológica de la proteína blanco.

1.7 REACTIVIDAD QUÍMICA DE LOS METALES PESADOS ASOCIADA A SU TOXICIDAD

La principal causa del elevado nivel de toxicidad a nivel químico de los metales pesados se fundamenta en que éstos poseen una gran capacidad para unirse con moléculas orgánicas. En efecto, sus niveles tóxicos en sistemas biológicos dependen de reacciones con ligandos, esenciales para su asimilación.

Dichos ligandos, se encuentran a su vez, en la célula, ya sea formando parte de moléculas de mayores dimensiones o como moléculas aisladas. En éste sentido cabe resaltar la gran afinidad que muestran los metales pesados por grupos sulfhidrilo, radicales amino, fosfato, carboxilo e hidroxilo. El resultado de éstas uniones ligando – metal puede ser muy perjudicial para la célula, destacando, en éste aspecto sobre otros fenómenos:

- La acción genérica sobre proteínas por inhibición de la actividad o por disrupción en la estructura de las mismas.
- El desplazamiento de elementos esenciales de su metabolismo estándar, produciendo efectos de deficiencia.
- La catálisis de reacciones de generación de moléculas de especies reactivas de oxígeno (ROS por sus siglas en inglés) o radicales libres que provocan fenómenos de estrés oxidativo (Varón, 2009). El estrés oxidativo es causado por un desequilibrio entre la producción de oxígeno reactivo y la capacidad de un sistema biológico de detoxificar rápidamente los reactivos intermedios o reparar el daño resultante (Ríos, 2003).

1.8 MÉTODOS DE ANÁLISIS

1.8.1 Espectrometría de absorción atómica. Es una de las técnicas analíticas más utilizada para la determinación de trazas metálicas. La técnica consiste en la medida de la radiación absorbida por un vapor atómico a una longitud de onda específica en la región ultravioleta del espectro electromagnético.

La preparación de la muestra implica llevarla al estado de solución donde el elemento de interés se encuentra generalmente en estado iónico, lo que implica la conversión de las especies del elemento al estado de átomo libre, para lo cual existen dos métodos de atomización de la muestra: con llama o continua y electrotérmica. Los átomos en fase de vapor absorben aquellas radiaciones cuyas energías coinciden exactamente con las de sus transiciones electrónicas. Dado que las líneas de absorción atómica son muy estrechas y que las energías de transición son características de cada elemento, estos métodos son muy específicos (Varón, 2009).

1.8.1.1 Atomización con llamas o continua. En la atomización con llama, la disolución de la muestra es nebulizada mediante un flujo de gas oxidante, mezclado con el gas combustible y se transporta a una llama donde se produce la atomización. La llama se obtiene usando acetileno como combustible y aire como comburente, también es frecuente el uso del óxido nitroso para obtener temperaturas más altas en la llama.

El primer proceso es la desolvatación, en el que se evapora el disolvente hasta producir un aerosol molecular sólido finamente dividido. Luego, la disociación de la mayoría de éstas moléculas produce un gas atómico. La mayoría de los átomos así formados se ionizan originando cationes y electrones. Indudablemente se producen otras moléculas y átomos en la llama como resultado de las interacciones del gas combustible con el oxidante y con las distintas especies de la muestra. Por lo tanto, la etapa de atomización constituye la etapa más crítica en la espectroscopia de llama, pues la generación de tantos procesos complejos limita la precisión del método.

1.8.1.2 Atomización electrotérmica (EAAS). Los atomizadores electrotérmicos, que aparecieron por primera vez en el comercio aproximadamente en 1970, proporcionan una mayor sensibilidad debido a que toda la muestra se atomiza en un periodo muy corto y el tiempo promedio de permanencia de los átomos en el camino óptico es de un segundo o más.

En la EAAS unos pocos microlitros de muestra se evaporan primero a baja temperatura y luego se calcinan a una temperatura algo más alta en un tubo de grafito calentado eléctricamente. Tras la calcinación la temperatura se eleva, por

incremento en la corriente entre 2000 y 3000 grados centígrados, produciendo la atomización de la muestra en un periodo de tiempo de unos pocos milisegundos a segundos. En éstas condiciones, se mide la absorción de los átomos en la zona situada inmediatamente por encima de la superficie calentada.

La atomización electrotérmica, ofrece la ventaja de una elevada sensibilidad para pequeños volúmenes de muestra pero, a su vez, es un método menos preciso que requiere de un mayor tiempo de análisis por lo cual, sólo debe emplearse cuando la atomización con llama o continua no proporciona límites de detección adecuados. (Varón, 2009)

1.8.1.3 Atomización en vapor frío. La técnica de vapor frío, es un método de atomización aplicable solamente a la determinación de mercurio, ya que es el único elemento metálico que tiene una presión de vapor apreciable a temperatura ambiente. En la actualidad, la determinación de éste metal en distintos tipos de muestras es de vital importancia, debido a la toxicidad de varios compuestos orgánicos de mercurio y su amplia distribución en el medio ambiente.

En la realización de éste tipo de análisis el mercurio se convierte en Hg^{+2} por tratamiento de las muestras con una mezcla oxidante de ácidos fuertes o permanganato de potasio, seguido de reducción del Hg^{+2} al metal con cloruro de estaño o borohidruro de sodio. El mercurio elemental es conducido a un tubo de absorción de camino óptico largo, burbujeando una corriente de gas inerte a través de la mezcla a partir de la cual se formó el elemento, el análisis se completa midiendo la absorbancia por espectrometría de absorción atómica a 253,7nm (Varón, 2009).

2. RESULTADOS

Los metales pesados presentes en ecosistemas acuáticos y su incremento progresivo en términos de concentración generan problemas debido a su alta toxicidad, su estabilidad química frente a la biodegradación, bioconcentración y biomagnificación, en las cadenas tróficas de los sistemas terrestres, acuáticos y marinos.

Los sistemas acuáticos cumplen un rol fundamental en la cadena alimenticia, ya que son el nexo entre los productores y los consumidores superiores del sistema, por lo que movilizan lo que ellos acumulan al resto de la cadena (como en el caso de los peces). Dentro de este marco de estudios, tienen lugar diversos trabajos de investigación que combinan como metodología los estudios de campo y las revisiones bibliográficas.

Es así como Paquin (2000) menciona la importancia de los criterios aplicables para la calidad del agua por metales, establecidos por la Agencia de los Estados Unidos Para la Protección Ambiental (US.EPA) con el fin de proteger la vida acuática. Estos criterios tienen por objeto definir, a partir de la información científica y principios toxicológicos, las concentraciones de sustancias químicas específicas en el agua que tienen un efecto protector de la vida acuática y la salud humana. Es decir, que los criterios de calidad del agua (WQC por sus siglas en inglés) son necesarios y sirven como base para el desarrollo e implementación de programas de control que permitan proteger el medio acuático.

Así mismo, la necesidad de establecer criterios específicos de los sistemas acuáticos, surge de las observaciones de la biodisponibilidad de los metales y de la química del agua. El próximo desafío para la revisión de los criterios de calidad del agua es incorporar avances recientes para entender cómo la química del agua afecta la biodisponibilidad de los metales.

El Modelo Ligando Biótico ha ido tomando cada vez un mayor interés en la comunidad científica, ya que provee directa y cuantitativamente métodos para la evaluación de la biodisponibilidad del metal en función de la química del agua y la sensibilidad del organismo, por lo tanto, provee significativamente un estimado de el efecto de los factores específicos del sitio en la toxicidad del metal.

Los estudios de laboratorio realizados durante los últimos años, han avanzado los conocimientos de la química de metales en los sistemas acuáticos, incluyendo la formación de complejos metálicos orgánicos e inorgánicos y la adsorción a las partículas de materia orgánica. Investigaciones paralelas han dado lugar a una mejor comprensión de las bases fisiológicas de por qué los metales son tóxicos para los organismos acuáticos. Estos estudios tienen en combinación, conducir a una mejora para analizar cómo la química del agua afecta la biodisponibilidad y cómo los metales ejercen toxicidad en el organismo.

El modelo ligando biótico provee un marco cuantitativo para la evaluación de toxicidad en un rango de dureza, pH y niveles de carbono orgánico disuelto. Los

resultados destacan la utilidad potencial de este enfoque para proporcionar un medio alternativo de desarrollo y límites permitidos en la calidad del agua. La capacidad de la estructura del modelo para evaluar cuantitativamente la dureza, pH y carbono orgánico disuelto en toxicidad, en comparación con calidad del agua por metales es un avance significativo para entender cómo las condiciones son afectadas por éstos.

Finalmente, Paquin (2000) concluye que el uso del modelo ligando biótico (BLM por sus siglas en inglés) en los escenarios futuros ayudará para examinar los efectos de los cambios en las estrategias de gestión o control de descargas puntuales en ecosistemas acuáticos.

Posteriormente, Paquin (2002) realiza una publicación donde incluye artículos que describen los avances recientes en relación con el desarrollo del enfoque del BLM. Aquí, el estado actual del esfuerzo del desarrollo del modelo se describe en el contexto de la historia de los avances en la comprensión de las interacciones entre el metal y el ambiente. Los primeros avances en la química acuática de los metales, la fisiología de los organismos acuáticos y la toxicología acuática son revisados en primer lugar, así como el grado en que cada una de estas disciplinas influyó en el desarrollo de las normas de calidad de agua.

Los primeros avances científicos que tuvieron lugar en cada uno de estos campos no estaban bien coordinados, haciendo difícil para las autoridades reguladoras aprovechar al máximo lo que se había aprendido. Los resultados de investigaciones que se describen en el artículo representan un hito en la evolución del enfoque BLM y en general, de métodos para realizar las evaluaciones ecológicas de los metales en los ecosistemas acuáticos. Estos documentos establecen una referencia para que los avances científicos y normativos se puedan comparar. Por último demuestran la importancia y utilidad del concepto de biodisponibilidad y de herramientas de evaluación tales como el BLM.

Por otro lado, Bianchini (2002) menciona que las versiones actuales del Modelo Ligando Biótico en cuanto a plata y cobre se consideran vinculantes por ligandos inorgánicos, materia orgánica disuelta y también la competencia en la superficie celular de calcio y protones (pH). Sin embargo, cálculos de especiación para las aguas oxigenadas actualmente no incluyen la reducción de azufre como ligando y en consecuencia, no existe una versión del modelo que incluya reducción de azufre.

Básicamente, el artículo destaca la necesidad de incluir éste tema en el Modelo de Ligando Biótico con la interacción entre la plata y los sulfuros metálicos inorgánicos. Igualmente, es interesante notar que el artículo revela la capacidad de la materia orgánica para controlar el cobre y el mercurio en la especiación acuática. Ésta hipótesis se encuentra basada en estudios que encontraron que la radiación ultravioleta (UV) resultó en la reducción de la capacidad de complejidad de las aguas naturales a las concentraciones no detectables.

Bianchini (2002) reporta que las agrupaciones de sulfuro de zinc en el agua eran muy sensibles a la destrucción por la luz UV, por lo tanto, es posible que una parte de la capacidad de complejidad atribuida a la materia orgánica se deba a la presencia de sulfuros metálicos aunque asociada a ésta última, esto sugiere que el Sulfuro de cobre puede controlar la especiación en concentraciones inferiores a 1nm.

Por último Bianchini resalta la importancia geoquímica de los sulfuros metálicos como ligandos para la plata y el efecto de la “disolución” para los primeros, igualmente se hacen recomendaciones para incorporar el sulfuro de ligandos en el marco de la modelización de BLM.

Otro aspecto interesante, es el brindado por Bell (2002) en donde ofrece el Modelo de Ligando Biótico y un mecanismo celular los cuales representan dos enfoques para la correlación en la especiación de metales con la toxicidad observada para los organismos acuáticos. Los dos enfoques son expuestos con especial referencia a la clase B o metales blandos, es decir aquellos metales que forman complejos con ligandos de azufre o nitrógeno como Au, Ag, Cu, Hg, Pb.

La discusión refleja que el BLM se compromete a correlacionar la especiación de metales y la concentración de la toxicidad con el propósito principal de la regulación del metal del medio ambiente, mientras que los mecanismos celulares tratan de discernir los caminos moleculares mediante los cuales un metal provoca efectos tóxicos en los organismos.

En primer lugar, el enfoque a la toxicidad del BLM es una breve reseña con comentarios sobre situaciones de no equilibrio como consecuencia de factores cinéticos o de difusión. Esto es seguido por un punto de vista celular que incorpora una breve discusión de los mecanismos celulares de los metales como telón de fondo a la forma en un metal tóxico que podría unirse a los receptores celulares, y en última instancia, luego de entrar a la célula, interfiere con las vías moleculares de ésta.

Finalmente, Bell (2002) asegura que como todos los metales de clase B se adhieren firmemente al azufre, la regulación de estos metales requiere que todos se tengan en cuenta en los ecosistemas acuáticos, incluso mediante procesos aeróbicos.

Canli (2002), analizó las concentraciones de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) en el músculo, branquias e hígado de seis especies de peces (*Sparus auratus*, *Atherina hepsetus*, *Mugil cephalus*, *Trigla cuculus*, *Sardina pilchardus* y *Scomberesox saurus*) en el noreste del mar mediterráneo utilizando el análisis de regresión lineal. Las concentraciones de metales fueron más altas en el hígado, excepto por el hierro en las branquias de *Scomberesox saurus*. Las altas concentraciones de Cd (4.50), Cr (17.1) y Pb (41.2) µg/g, se midieron en los tejidos del hígado de *Trigla cuculus*, *Sardina pilchardus* y *A. hepsetus*, respectivamente. El hígado de *M. cephalus* mostró concentraciones de Cu

sorprendentemente altas (202.8) $\mu\text{g/g}$. Las branquias de *Scomberesox saurus* fue el único tejido que mostró mayores concentraciones de hierro (885.5) $\mu\text{g/g}$.

Sin embargo, Janssen (2003) discute algunos de los principales procesos y parámetros que afectan a la biodisponibilidad y toxicidad de metales en el medio acuático, así como también las implicaciones para los procedimientos de evaluación de riesgo.

Ha quedado claro que además de procesos químicos también debería prestarse atención a los aspectos fisiológicos para predecir la toxicidad del metal. El desarrollo de los modelos de ligandos bióticos que combinan los modelos de especiación con modelos orientados biológicamente (GSIM) ofrece una respuesta a esta necesidad. Los diferentes BMLs que se han desarrollado o refinado para un número de metales y especies son discutidos aquí.

Finalmente, el potencial del enfoque de BLM es ilustrado a través de un ejercicio teórico en el que se predice la toxicidad crónica del zinc para *Daphnia magna* en tres regiones, atendiendo a las características físico – químicas de éstas áreas. Se concluyó, que mediante la aplicación del BLM desarrollado se puede predecir cómo afectará la toxicidad del zinc a estos organismos en diferentes tipos de agua y en diferentes regiones. Éste enfoque puede ser extendido a otras especies y si hay suficiente información disponible, a la distribución de sensibilidad de la especie en su conjunto.

Yilmaz (2003) analizó las concentraciones de cobre, hierro, níquel, cromo, plomo y zinc en el músculo, piel y gónadas de *Mugil cephalus* y *Trachurus mediterraneus* capturados en tres estaciones en la bahía de Iskenderun, Turquía.

Las concentraciones de metales en los tejidos tienden a variar significativamente entre las estaciones, la piel y las gónadas mostraron mayores concentraciones de metales en comparación con el músculo.

Los rangos de concentraciones medias en *M. cephalus* fueron los siguientes: hierro 70.28 $\mu\text{g/g}$, 149.77 $\mu\text{g/g}$ y 382.51 $\mu\text{g/g}$, cobre 1.45, 5.36 $\mu\text{g/g}$ y 35.37 $\mu\text{g/g}$, níquel 1.22, 2.72 $\mu\text{g/g}$, y 7.35 $\mu\text{g/g}$, cromo 1.46, 3.22 $\mu\text{g/g}$ y 10.06 $\mu\text{g/g}$, plomo 7.45, 37.39 $\mu\text{g/g}$ y 62.33, zinc 38.23, 100.56 $\mu\text{g/g}$, 281.51 $\mu\text{g/g}$ para músculo, piel y gónadas.

Los rangos de concentraciones medias en *T. mediterraneus* fueron los siguientes: hierro 41.84, 49.86 y 74.20 $\mu\text{g/g}$, cobre 1,29, 3.33, y 11.37 $\mu\text{g/g}$, níquel 0,94, 2.02, y 0.99 $\mu\text{g/g}$, cromo 1.28, 10.90 y 10.60 $\mu\text{g/g}$, plomo 1.03, 4.78 y 8.41 $\mu\text{g/g}$, zinc 19.55, 60.79 y 38.44 $\mu\text{g/g}$ para músculo, piel y gónadas respectivamente.

Finalmente, las concentraciones de algunos metales en algunos tejidos excedieron los niveles aceptables para consumo humano. Los resultados indican que los metales presentes en la bahía fueron tomados por dos especies de peces a través del alimento, agua y sedimentos mostrando altas concentraciones de metales.

Por otro lado, Dusek (2004) realizó un estudio sobre la bioacumulación de mercurio en tejido muscular en peces en el río Elba (República Checa). La parte descriptiva del estudio consistía en la evaluación comparativa de la carga de Hg. Las conclusiones se apoyaron en análisis estadísticos multivariados de los contenidos de Hg en tejido muscular para *Perca fluviatilis*, *Abramis brama*, *Rutilus rutilus*, y *Leuciscus cephalus*.

Teniendo en cuenta los datos (peces de 3 a 5 años de edad) la contaminación se incrementó significativamente en los depredadores en comparación con las otras especies de peces. Los omnívoros y planctívoros fueron clasificados como menos sensibles a la contaminación por mercurio. La perca era la especie con mayor concentración de Hg en el músculo (0.840–1.398 mg Hg kg). Sin embargo, no hubo cambios significativos ni en las muestras de sedimento o en el tejido de los peces. Los análisis muestran que la edad y estrategia de alimentación son muy importantes para la acumulación de Hg en el tejido muscular.

Arnold (2005) evaluó el modelo para el uso en las aguas de estuarios y marinas. Los estudios se llevaron a cabo utilizando el bivalvo *Mytilus sp.* y el desarrollo embrionario larval ya que son las especies más sensibles. Las muestras de cinco lugares alrededor de los EE.UU. fueron probadas. El modelo fue utilizado para predecir la mediana de las concentraciones efectivas (EC50s), sin el modelador de conocer los resultados de las pruebas de toxicidad.

Los resultados de éste trabajo indican que el BLM puede predecir la toxicidad del cobre en las pruebas de las aguas estuarinas y marinas dentro de un factor de ± 2 . Ésta es una mejora sobre el uso de sólo la concentración de Cobre disuelto en EC50s medidos en donde osciló aproximadamente en un factor de 12 (6- 71 lg Cu/L).

Debido a la estabilidad del BLM para predecir la toxicidad, la habilidad para explicar con mayor variabilidad en los resultados de las pruebas de toxicidad de la medición de cobre disuelto y bajo costo en comparación con el desarrollo de pruebas de relación de efectos de agua (WERS), ha probado que puede ser muy útil en las evaluaciones de riesgo y criterios específicos del lugar de desarrollo.

Gischler (2005) llevó a cabo un estudio en el río Cauca y la laguna de Sonso, Colombia El estudio fue focalizado en las vías de migración de cromo, plomo y mercurio. No obstante, dado que las concentraciones de mercurio y plomo estaban relativamente normales, el énfasis del estudio se realizó en cromo. Dos focos de contaminación fueron identificados: el complejo industrial de Yumbo, Cali y Palmira, en conjunto, contribuyendo a incrementar la línea base de concentración de cromo en el río Cauca y las curtiembres de Cerrito. Estas últimas, producen una concentración de cromo en sedimento superior a los 5000mg/Kg.

Se sugieren un conjunto de alternativas para mejorar la calidad de agua en el río Cauca y la laguna de Sonso, mediante el desarrollo de un modelo matemático del río y de la laguna, mapas de riesgo potencial, propuesta de escenarios posibles y

un software de toma de decisiones por sistemas multicriterio. Los resultados principales muestran que adoptando una regulación ambiental en que se reducen en 80% la emisiones de cromo de las curtiembres, la medida no sólo sería socialmente aceptable sino también podría ayudar a la recuperación de la laguna en alcanzar los niveles de cromo de fauna y flora dispuestos por la legislación Colombiana, en un período aproximado de 10 años. Así mismo, se detectaron concentraciones de plomo en algunas especies analizadas de la laguna de Sonso, principalmente peces (*Tilapia (Oreochromis niloticus)*, *Bocachico (Prochilodus reticulatus)* y *Corroncho (Chaetostoma fischeri)*), así como también en sangre humana de pescadores de Puerto Bertín y Porvenir, asentamientos cercanos a la laguna.

Este resultado podría mostrar la bioacumulación de plomo tanto en peces como en la población de Puerto Bertín y Porvenir, donde la dieta principal es el pescado de la laguna de Sonso.

Por otro lado, Avenant (2006) investigó la bioacumulación de Cr, Cu y Fe en las branquias, hígado, músculo y piel del pez *Clarias gariepinus* en el río Olifants en el Parque Nacional Kruger (Sudáfrica). Se utilizó espectrofotometría de absorción atómica.

La mayor concentración de Cr se detectó en las branquias, lo que sugiere que éste fue la principal vía de absorción. Las concentraciones de Cu y Fe fueron las más altas en el hígado, el cual es un órgano de almacenamiento y de desintoxicación de metales seguido por las branquias. Los sitios Mamba y Balule mostraron muy poca diferencia en la concentración de metales, sin embargo, para el caso de Cr las concentraciones más altas se encontraron en las agallas en el sitio Mamba mientras que para el Fe los niveles elevados se encontraron en el hígado (Balule). Se concluye, que la temperatura, pH, dureza y salinidad influyen en la bioacumulación de los metales.

Van Genderen (2007) evaluó la fiabilidad del modelo para predecir la toxicidad de Cu en aguas superficiales duras (> 200 mg/L como CaCO_3), en relación con los actuales criterios metodológicos (ecuación basada en la dureza y la relación del efecto del agua; WER). Se realizaron ensayos de toxicidad aguda en tres especies (*Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia pulex* y *Pimephales*) en siete aguas superficiales.

Las pruebas de toxicidad de Cu se llevaron a cabo en aguas de laboratorio que fueron emparejados a la dureza y alcalinidad de los sitios para facilitar el cálculo de los valores de la ecuación de la dureza y la relación del efecto del agua (WER). Los resultados fueron utilizados para caracterizar las relaciones empíricas entre la calidad del agua y la toxicidad de Cu, así mismo, esto sirvió para comparar la toxicidad de Cu con el Modelo Ligando Biótico.

Las conclusiones de éste estudio sugieren que el BLM genera criterios apropiados para el agua evaluada en comparación con la ecuación de la dureza o el enfoque basado en WER. Aunque los métodos históricos, específicos del lugar son útiles para las aguas superficiales con dureza ≤ 250 mg/L as CaCO_3 , las peculiares

condiciones de las zonas áridas del Oeste requieren métodos específicos del sitio que den cuenta de la influencia de variables críticas de calidad del agua, es decir pH, la disolución de Carbono Orgánico, alcalinidad, Ca, Mg y Na). Por lo tanto, el BLM ofrece una alternativa mejorada al enfoque basado en la dureza y WER, especialmente para situaciones en las que los métodos actuales estarían bajo protección de la vida acuática [Van, 2007].

Chi (2007) determinó los contenidos de Cr, Zn, Cu, Cd, Pb en *Cyprinus carpio Linnaeus*, *Carassius auratus Linnaeus*, *Hypophthalmichthys molitrix* y *Aristichthys nobilis*, los cuales fueron capturados en la bahía de Fei – Fei, lago Taihu (China). Los resultados mostraron que el Cr, Cu, Pb, Cd encontrado en las partes comestibles de las cuatro especies de peces fueron mucho más bajos que los establecidos por el Criterio para la Salud en la comida China, sin embargo en el caso del Zn los valores fueron mucho más elevados.

El contenido de Cd fue el más alto en el hígado, mientras que el Pb se encontró de manera equitativa en todos los órganos. El contenido de Cr se encontró enriquecido principalmente en las gónadas y la piel, el Zn fue el más alto en las gónadas (femenina) y el Cu en el hígado.

En cuanto a la acumulación total de metal, la mayor se encontró en el hígado y la menor en el músculo. El pez que más acumuló metales fue *C. auratus L.* sin embargo, en términos generales los peces aún se encuentran dentro del rango permitido para el consumo humano, no obstante, es necesario controlar la cantidad consumida para evitar una ingesta excesiva de Zn.

Otro estudio interesante es el realizado por C. Fernandes et al (2007) donde midieron las concentraciones de metales en el hígado, músculo y branquias de *Liza saliens* en la laguna Esmoriz–Paramos (Portugal) con el fin de determinar su bioacumulación en función de la contaminación de los sedimentos.

Las mayores concentraciones se observaron en el hígado (254 mg Cu Kg⁻¹) y las branquias (114 mg Zn Kg⁻¹). Los factores de bioacumulación siguen el orden: Cu- hígado >Cu- branquias >Cu-músculo y Zn- branquias >Zn- hígado >Zn-músculo.

Los mayores factores de bioacumulación se encontraron principalmente en los órganos implicados con el metabolismo del metal así mismo, había una relación positiva entre los factores de bioacumulación y la edad de los peces. Éstos resultados sugieren la pérdida de la capacidad homeostática de *L. Saliens* bajo la exposición crónica de metales lo cual conduce a su bioacumulación. Por otra parte, la acumulación de Cu en hígado y Zn en branquias son buenos indicadores ambientales de la tensión del metal en *L. Saliens*.

Birungi (2007) realizó un estudio en el humedal Nakivubo (Uganda), el cual con el paso de los últimos años se ha visto deteriorado y a su vez amenazado por la expansión de la industria, los asentamientos y los cultivos en sus márgenes fértiles. El objetivo de éste estudio fue monitorear los metales pesados en la Tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*). Los especímenes capturados fueron

llevados al Centro de Investigación y Desarrollo de la Acuicultura, Uganda. Los tejidos y las agallas fueron disecados y tanto el hígado como el músculo fueron removidos para su análisis mediante espectrofotometría de absorción atómica para determinar las concentraciones de zinc, cobre, cromo y manganeso.

Los resultados mostraron que las branquias era el mayor sitio de bioacumulación para el cobre. En general, el orden de acumulación de metales en el tejido era del siguiente orden: cobre > zinc > cromo > manganeso, y agallas > hígado > músculo.

En conclusión, se puede decir, que el control biológico activo fue encontrado como una herramienta para el monitoreo de la calidad del agua, ya que integra las respuestas a las combinaciones de todos los contaminantes lo que indica efectos globales en un cuerpo de agua.

Por otro lado, Vinodhini (2008) determinó la bioacumulación de metales pesados en los distintos órganos de los peces de agua dulce expuestos al sistema de agua contaminada. El pez experimental fue expuesto a Cr, Ni, Cd y Pb, en concentraciones subletales por un período de 32 días. Los elementos de Cd, Pb, Ni y Cr fueron analizados utilizando Shimadzu 6200 espectrofotometría de absorción atómica y los resultados se expresaron como mg/g de peso seco. La acumulación de metales pesados en el hígado aumenta gradualmente durante el período de exposición a los metales pesados.

Todos los resultados fueron estadísticamente significativos con $p < 0,001$. El orden de la acumulación de metales pesados en las branquias y el hígado fue Cd>Pb>Ni>Cr y Pb Cd>Ni>Cr. Del mismo modo, en el caso de los tejidos del riñón y la carne, el orden fue Pb>Cd>Cr>Ni y Pb>Cr>Cd>Ni. Finalmente, la bioacumulación de plomo y cadmio fue significativamente mayor en los tejidos de *Cyprinus carpio* (carpa común) (Vinodhini, 2008).

Dentro de éste mismo marco, se encuentra el trabajo realizado por Obasohan (2008) en donde se investigaron y monitorearon las concentraciones de Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, Ni y Pb en tejidos (despojos, branquias, hígado y músculo) de un Bagre (*Clarias gariepinus*) que habita en los ríos Ikpoba y Ogba en la ciudad de Benin (Nigeria).

Los resultados mostraron que el agua y los tejidos de los peces de ambos ríos fueron contaminados con diferentes niveles. Los niveles de los metales en el agua de ambos ríos (excepto Ni y Pb) no fueron diferentes en las estaciones de muestreo de cada río y entre los ríos.

Los niveles de Mn, Cd, Ni y Pb en el agua de los ríos superaron los estándares de la OMS y la FEPA. Así mismo, se demostró que los niveles de la mayoría de los metales en tejidos de peces variaron entre las estaciones y también entre los ríos. Sin embargo, los niveles de metales en tejidos no mostraron tendencia alguna pero parecía ser mayor en los despojos y en la branquias.

Así mismo, los niveles de metal encontrados en los tejidos excedieron los límites máximos aceptables para pescado de consumo humano y por lo tanto, esto indica la contaminación a niveles que podrían plantear riesgos potenciales para el consumidor. Se infiere pues, que los peces de los ríos no son aptos para el consumo humano, y por lo tanto se debería llevar a cabo una estrecha vigilancia que involucre la salud humana y la evaluación de riesgo en relación con la contaminación ambiental en los ríos Ikpoba y Ogba.

Dimari (2008) realizó un análisis de las concentraciones de metales pesados en intestino, hígado, estómago y branquias en tres especies de peces con importancia comercial (*Tilapia gallier*, *Crarias lazera* y *Osteoglossidae*) capturadas en la presa Alau (Nigeria). Los metales se determinaron utilizando espectroscopia de absorción atómica (AAS). Los resultados enseñan que los contenidos de metales varían significativamente en función de las especies y los tipos de tejidos, es decir, la concentración de las sustancias en el hígado y en branquias fue relativamente más alta en comparación con el intestino y el estómago de las tres especies. En cuanto a la distribución de cobre y cobalto, el orden fue branquias> estómago> hígado> intestino en las muestras de pescado entero, mientras que la distribución de (Pb, Cr, Mn, Fe, Ni, Cd y Zn) fueron del orden de hígado> branquias> estómago > intestino.

Empero, las concentraciones de los elementos en las tres especies se encontraban dentro de los límites de tolerancia que son seguros para el consumo humano, con excepción del plomo en las branquias.

Uysal (2008), estudió la tasa de acumulación del cobre (Cu), zinc (Zn), manganeso (Mn), hierro (Fe), magnesio (Mg), níquel (Ni), cromo (Cr), cobalto (Co) y boro (B) en la laguna Beymelek (Turquía). Analizaron muestras de peces de músculo, piel y branquias de diferentes especies: (*Sparidae*, *Lithognathus mormyrus*), (*Mugilidae*, *Liza aurata*), (*Mugilidae*, *Chelon labrasus*), (*Mugilidae*, *Mugil cephalus*), (*Sparidae*, *Sparus aurata*), (*Mugilidae*, *Liza ramada*). El análisis de los elementos se realizó inductivamente empleando espectroscopía de emisión óptica de plasma, utilizando técnicas de digestión por microondas. Las concentraciones encontradas en tejidos variaron para Cu: 0.28–5.11 mg/kg, Zn: 4.27–339.76 mg/kg, Mn: 0.0–12.81 mg/kg, Fe: 3.25–117.73 mg/kg, Cr: 0.0–1.40 mg/kg, Co: 0.0–3.29 mg/kg y Mg: 168.73–659.16 mg/kg peso húmedo. Ni y B no fueron detectados en ningún tejido de las diferentes especies.

Las concentraciones de metales pesados de los peces en la laguna de Beymelek fueron inferiores a los de otros peces que habitan diferentes zonas contaminadas de Turquía, así mismo, los metales en los músculos de las especies también se encontraban dentro de los niveles permitidos por la ley.

Abu (2008) analizó la presencia de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn, en músculos, hígado, branquias, gónadas y estómago de once especies de peces recolectados en el golfo de Aqaba, Mar Rojo.

Se observaron grandes diferencias para cada pez. En el tejido muscular Cd varió desde 0.5 a 2.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco, mientras que las concentraciones más altas se encontraron en el hígado, branquias y estómago (hasta 7.0 mg g^{-1}). Las concentraciones de cobalto fueron las más bajas en los músculos (1.7- 7.1 $\mu\text{g g}^{-1}$) y el hígado (1.9-6.8 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la más alta en las branquias (4.3-15.0 $\mu\text{g g}^{-1}$) y estómago (1.8-11.0 $\mu\text{g g}^{-1}$).

Del mismo modo, las concentraciones de Cr fueron más altas en las branquias (4.3-44.2 $\mu\text{g g}^{-1}$) y estómago (1.8-22.0 $\mu\text{g g}^{-1}$), y la más baja en el hígado (1.9-11.5 $\mu\text{g g}^{-1}$). El cobre también se encontró con niveles bajos en los músculos (0.5-2.0 $\mu\text{g g}^{-1}$), pero muy alto en el tejido hepático (6.7-40.6 $\mu\text{g g}^{-1}$). En cuanto a los niveles de hierro, fueron mayores en el hígado (30-1031 $\mu\text{g g}^{-1}$) y menores en otros órganos (3.9-391.0 $\mu\text{g g}^{-1}$).

En los tejidos musculares figura una concentración de Mn baja en comparación con los otros órganos (1.0-3.3 $\mu\text{g g}^{-1}$) particularmente en las agallas (3.8-19.0 $\mu\text{g g}^{-1}$), las cuales contenían concentraciones altas de Ni y Pb (4.5-19.2 y 8.7-35.0 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) en comparación con el hígado (1.0-11.4 y 1.9-6.3 $\mu\text{g g}^{-1}$) y los músculos (1.0-5.0 y 2.5-8.3 $\mu\text{g g}^{-1}$). Las gónadas contenían la mayor concentración de Zn (77.5-271.7 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que los músculos contenían los más bajos (1.9-35.0 $\mu\text{g g}^{-1}$).

Taherianfard (2008) evaluó las concentraciones de mercurio para *Cyprinus carpio* y *Copoeta spp.* en el río Kor (Irán). El río fue dividido en tres partes (zona superior, media e inferior). Las muestras de tejido fueron digeridas en ácido y sus concentraciones de Hg fueron analizadas utilizando el método de inducción de plasma acoplado.

El análisis estadístico de los datos manifestó mayores concentraciones de Hg en la zona media en contraste con las otras dos zonas. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes sexos y especies. El mismo patrón de contaminación se observó en muestras de agua y sedimentos de las tres zonas muestreadas. El importe máximo de mercurio medido en éste estudio fue de 0,99 99mg/kg BW un nivel muy inferior al nivel máximo permitido en tejidos de peces por los sindicatos europeos.

Así mismo, Metwally (2008) determinó la concentración de metales pesados (cobre, plomo, zinc, cadmio y mercurio) en agua de mar para tres tipos de peces (*Pagellus acarne*, *Sarpa salpa* y *Liza saliens*). Las muestras se recolectaron en la costa de El- Khoms (Libia).

En los músculos y los tejidos del hígado de *Sarpa salpa* las concentraciones de Cu fueron significativamente mayores en comparación con los otros dos peces cuyas concentraciones no fueron especialmente significativas. En cuanto al Pb, su presencia fue considerablemente alta para *Pagellus acarne* tanto en músculos como en el tejido del hígado en contraste con las otras dos especies de peces. El Zn mostró marcadas diferencias entre las especies de peces, no obstante, el Cd fue mayor para *Pagellus acarne*. Se puede concluir que la peroxidación de lípidos

expresada por malonildialdehído (MDA), glutatión peroxidasa (GSSG P), catalasa (CAT) y superóxido dismutasa (SOD) se podrían utilizar como biomarcadores de contaminación por metales pesados en peces.

Senthil (2008) analizó los patrones de zinc en tejidos de *Channa punctatus* expuestos a dos tratamientos de Zn (6.62 y 13.24 mgL⁻¹) por período de 45 días. Se encontró el siguiente orden de concentración: hígado > riñón > intestino > agallas > músculo.

Los resultados revelaron que el hígado y los riñones son los principales sitios donde se lleva a cabo la acumulación de Zn. En los músculos de *C punctatus*, se acumuló en los peces expuestos a concentraciones bajas y altas subletales de Zn (4.95 y 5.29 mg Zn g⁻¹) en el 45to día de la exposición, respectivamente. Estos valores fueron bajos en comparación con 49,72 y 67,31 mg g Zn⁻¹ del nivel acumulado en el primer sitio del tejido del hígado de los peces expuestos a la concentración de ensayo más baja y más alta subletales de zinc, respectivamente. Además, una relación lineal de acumulación de Zn con concentraciones de exposición se observó en todos los tejidos de los peces de prueba. Estos datos constituyen una referencia para futuros estudios sobre la evaluación de la tendencia de la acumulación de Zn en relación con el programa de ensayos ecotoxicológicos para la evaluación de riesgos.

Márquez (2008) analizó y cuantificó las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. Adicionalmente, se determinaron los niveles en el material en suspensión del agua y en el sedimento para detectar posibles impactos en el ecosistema.

En el agua, las concentraciones medias de metales fueron bajas (0,104-0,53 μmol/L Fe; 0,004-0,06 μmol/L Mn; 0,002-0,028 μmol/L Zn; 0,004-0,012 μmol/L Cr; no detectado-0,011 μmol/L Ni y no detectado- 0,001 μmol/L Cd). En el sedimento se evidencia intervención antropogénica con valores medios que decrecen: Mn (516,37)>Zn (127,49)>Ni (52,41)>Cr (51,69)>Cu (41,13)>Pb (29)>Cd (1,51 μg/g) y que superan los niveles establecidos para sedimentos no contaminados.

En los tejidos de los organismos se detectó la presencia de metales tóxicos como el plomo y cadmio que superan los 0,16 y 0,04 μg/g, respectivamente, al igual que el zinc el cual alcanza niveles elevados que sobrepasan 17 μg/g en la mayoría de las especies. Las pruebas estadísticas de ANOVA (P<0,05) indican discrepancias en las concentraciones metales en los tejidos por los diferentes géneros y especies, al igual que en los valores de los individuos de la misma especie (*Cathorops spixii*) que habitan dentro y fuera de la laguna.

Se concluyó que los niveles son mayores en los habitantes del interior de la laguna evidenciando fenómenos de bioacumulación. La investigación confirma un progresivo deterioro ambiental de la laguna y de las especies ícticas de este ecosistema que son comercializadas por las poblaciones aledañas a la laguna, las cuales sustentan su economía de su explotación pesquera.

Así mismo, otro estudio de Márquez (2008), reveló las concentraciones de metales pesados en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la laguna de Castellero, Venezuela.

Se presentan resultados de mediciones granulométricas y de las concentraciones de los metales pesados: Fe, Mn, Zn, Pb y Co sobre los sedimentos superficiales y del tejido muscular de varias especies autóctonas de peces (*Plasgiosium squamosissimos*, *Pigocentrus cariba*, *Pseudoplastyloma fasciatium* e *Hypostomus spp*).

Utilizando espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire acetileno, se determinó, que las concentraciones de metales más altas están representadas por manganeso, zinc y plomo. En la parte más interna de la laguna, el tipo de sedimento predominante es el lodo, constituyendo entre 30% y un 65% del material colectado por estación. Se encuentra, que los niveles decrecen hacia la boca de la laguna producto de la interacción de las corrientes de flujo/reflujo las cuales lavan el sedimento, lo cual se refleja en la mayor presencia de arena fina.

El análisis estadístico de ANOVA muestra diferencias significativas entre las concentraciones de los metales en las estaciones, tipificadas por la presencia de promedios discrepantes. Los niveles promedios para los sedimentos superficiales de la zona fueron los siguientes: Fe (3365,44 ± 261,61), Mn (132,17 ± 25,46), Zn (253,04 ± 86,48), Pb (17,02 ± 2,21) y Co (4,65 ± 0,76) µg/g. Similarmente, en el tejido muscular de los peces se cuantificaron las siguientes concentraciones: Fe entre (31,26 ± 0,06) y (68,36 ± 0,05), Mn entre (2,02 ± 0,05) y (4,16 ± 0,03), Zn entre (19,09 ± 0,01) y (28,89 ± 0,01), Pb entre (0,38 ± 0,01) y (0,47 ± 0,03) µg/g.

El análisis refleja una notable asociación entre los altos valores de concentraciones de metales y el tipo de sedimento, con un gradiente creciente hacia el sedimento tipo lodo. También se encuentran valores elevados en la concentración de Pb y Zn, hecho atribuido al estrés que ejercen las actividades antropogénicas circundantes sobre la laguna de Castellero. Se concluye que, con base al diagnóstico realizado, el ecosistema de la laguna se encuentra en evidente estado de deterioro con implicaciones que podrían afectar a las especies que habitan en ella y a su vez, las actividades económicas de las poblaciones que explotan los recursos bióticos de ése cuerpo de agua.

Vicente (2008), midió en el agua, sedimentos y en las dos especies de peces (*Sparus aurata* y *Solea senegalensis*) las concentraciones de metales pesados (Cu, Zn, Cd, Pb y As) en el estuario de los ríos Tinto y Odiel en Huelva (España), siendo éste uno de los más contaminados estuarios por metales en Europa.

Como un paso adelante para entender la biodisponibilidad de metales y evaluar el impacto potencial sobre la biota acuática, se logró un estudio de la especiación de metales en sedimento y agua. Se encontraron altos niveles de Zn y Cu en el agua, así como también alta contaminación por Zn, Pb, As y Cu en los sedimentos. La disponibilidad de los metales se estableció en la siguiente clasificación: Cd > Zn > Cu > Pb tanto en agua como en sedimentos. Además, el efecto de la

contaminación fue estudiado evaluando la bioacumulación de metales y la correlación obtenida entre los niveles de metales en las fracciones del agua, sedimentos y tejidos de peces. Se encontraron altos niveles de Cu y Zn en el tejido hepático de ambas especies, de acuerdo con la alta disponibilidad de metales tanto en agua como en sedimentos.

Igualmente, Mohammed (2009) midió las concentraciones de metales pesados en la fuente hídrica Al-Khadoud una de las más extensas en Al – Hassa (Arabia Saudita). Sin embargo, debido a las actividades domésticas, la urbanización, el crecimiento industrial y agrícola de la región, la calidad del manantial está en constante cambio.

El estudio se realizó para medir las concentraciones de metales pesados tanto en el agua como en los peces a lo largo del canal. Los metales se analizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica equipado con un modelo de Varian.

Las concentraciones de metales en el agua fueron del siguiente orden: $Zn^{2+} > Fe^{2+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Mn^{2+} > Cd^{2+}$. Los niveles de metales pesados registrados fueron bajos en comparación con los niveles recomendados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US.EPA por sus siglas en inglés) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) con excepción del hierro el cual fue más elevado que los niveles permitidos.

En las muestras de peces, los niveles fueron significativamente altos en comparación con los del agua, lo que evidencia la bioacumulación. Los niveles más altos se registraron en el hígado y en menor proporción en el músculo. Los resultados obtenidos mostraron la bioacumulación de los peces a éstas sustancias tóxicas, por lo tanto son evidentes los riesgos que éstos presentan para la salud de los pobladores (Mohammed, 2009).

Otro estudio interesante, es el realizado por Dimari (2009) en el lago Alau (Nigeria) en donde se evaluaron los niveles de arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb) presentes en branquias, estómago, intestino e hígado de *Tilapia gallier*, *Clarias lazera* y *Heterotis niloticus*.

Se empleó el método estándar de calibración de espectrofotometría de absorción atómica de llama (FAAS). Los resultados indicaron la presencia de metales en todos los tejidos y especies de peces analizadas aunque en proporciones diferentes, sin embargo, sólo en algunos casos éstas diferencias fueron estadísticamente significativas ($p < 0.05$). *Tilapia gallier* acumula arsénico en un 39% en el intestino, *Clarias lazera* con un alto 29% de plomo en el estómago y *Heterotis niloticus* mostró un 38% de cadmio en el hígado.

En general, los resultados del estudio revelaron que las concentraciones se encuentran dentro de los límites seguros para el consumo humano, no obstante, estos resultados son útiles para perfilar las interacciones de los metales en los tejidos y sirven de apoyo para confirmar que éstas sustancias se encuentran en

concentraciones variables en las diferentes facetas de un sistema en particular (Dimari, 2009).

Ayandiran (2009) investigó la toxicidad de los efluentes de una industria de detergentes y jabón sobre el bagre africano (*Clarias gariepinus*). La tendencia de bioconcentración de metales en el músculo y en el intestino de los organismos de ensayo difirió en el siguiente orden: intestino > muscular.

El estudio reveló que la menor cantidad de manganeso (0.1×10^{-3} mg/kg) se encontraba en el músculo, mientras que el zinc reportó el más alto valor (10.7×10^{-3} mg/kg). Así mismo, el hierro tuvo una concentración de 15.80×10^{-3} mg/kg, en contraste, el mercurio tuvo una concentración de 1.00×10^{-3} mg/kg en los tejidos del intestino.

Se puso de manifiesto que los peces tienen la capacidad de bioacumular los metales pesados de un ambiente contaminado, lo que puede resultar en el deterioro del tamaño natural de la población, igualmente el consumo de pescado contaminado puede resultar en daños perjudiciales en la red trófica.

Akan (2009) estudió la bioacumulación de algunos metales pesados en seis especies de peces (*Tilapia zilli*, *Clarias anguillaris*, *Protopterus*, *Oreochromis niloticus*, *Eutropius niloticus* y *Synodontis budgetti*) capturados en el lago Chad (Nigeria).

El hueso, hígado, estómago, riñón y branquias de las seis especies fueron disecados cuidadosamente para la determinación de metales pesados, mediante un espectrofotómetro de absorción atómica. La máxima concentración de metales estudiados se observó en los tejidos del hígado, en contraste el tejido óseo presentó la menor concentración. En cuanto al nivel más alto de cobre se encontró en *O. niloticus*, y el más bajo en *E. niloticus*.

Para las concentraciones de Co, el máximo se obtuvo en *E. niloticus* y el mínimo en *C. anguillaris*. Los niveles elevados de Pb, Fe y Cd se encontraron en los tejidos del hígado de *T. zilli* y los más bajos en *S. budgetti*.

Finalmente, los resultados mostraron que las seis especies analizadas y sus contenidos de metales se encontraban dentro de los límites de tolerancia para consumo humano.

Ronagh (2009) cuantificó la bioacumulación de plomo y cobre en branquias, hígado y músculo para tres grupos (A, B, C) de *Euryglossa orientalis* y sedimentos del puerto Hendijan (Irán).

Las concentraciones de metales pesados se determinaron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica de llama. La concentración media de sedimento fue tomada en cuenta para la exposición a metales: $25.63 \text{ mg Pb Kg}^{-1}$ y $12.79 \text{ mg Cu Kg}^{-1}$. Sin embargo, las concentraciones de Pb y Cu en el hígado, branquias y músculo fueron significativamente diferentes. En el músculo, se

encontraron los niveles más bajos en contraste con el hígado que arrojó los valores más altos al igual que las branquias.

Los resultados mostraron que la acumulación de metales en temporada de verano fue más alta en comparación con otras estaciones. No obstante, en términos generales los cambios estacionales no fueron significativos respecto a las concentraciones de Pb y Cu en los tejidos. Estos resultados sugieren que el Cu en hígado y el Pb en las agallas pueden ser buenos indicadores ambientales en *Euryglossa orientalis*.

Dentro de éste mismo marco, Hatano (2010) expone un nuevo modelo para predecir la toxicidad de los metales pesados en el tiempo mediante la ampliación de la relación efectiva del ligando biótico vinculante con metales pesados tóxicos. El BLM ha sido conocido como un modelo útil para la predicción de toxicidad por metales pesados.

Éste método puede considerar el efecto de las condiciones de exposición como el pH y Ca^{2+} en la toxicidad de metales pesados. Además de las condiciones de exposición, la toxicidad de los metales va a depender del tiempo de exposición. En este estudio, el BML se extiende a predecir el tiempo de dependencia de la toxicidad mediante la conexión con el concepto de la reacción primaria.

El modelo que se desarrolló en este estudio genera una estimación del 50% de los efectos de la concentración toxicológica y metales pesados en organismos. Dos constantes toxicológicas y cinéticas fueron derivadas del valor inicial y una constante de tiempo independiente del tiempo. El modelo desarrollado permite adquirir información sobre la toxicidad de metales pesados como Cu, Cd y Co fácilmente.

Dentro del marco de la determinación de metales pesados en tejidos de peces se encuentra un trabajo realizado por Olowu (2010) en las lagunas de Epe y Badagry en el estado de Lagos (Nigeria) en donde recolectaron muestras de agua, sedimentos y peces Tilapia y Gato. Se analizó de manera cuantitativa la presencia de zinc, hierro y níquel usando un espectrofotómetro Perkin Elmer de absorción atómica.

Los resultados revelaron que el sedimento contenía una mayor concentración de Fe con un valor de 13,30 mg/g frente a 8,400 mg/g en peces y 7,30 mg/L en el agua. Los estudios sobre las diferentes partes de los peces mostraron altas concentraciones de Ni en la cabeza de la Tilapia (4,00 mg/g) seguido por 2,40 mg/g de Ni en el intestino de los peces Gato.

La mayor concentración de Zn se detectó en la cabeza del pez Gato (1,95 mg/g) mientras que la concentración más baja (0,16 mg/g) fue registrada en la cabeza de la Tilapia. En cuanto a la concentración del Zn en el agua (1,0 mg/L) sus niveles se encuentran dentro de los permitidos por la Agencia de Protección Ambiental del estado de Lagos (LASEPA).

Así mismo, Malik (2010) evaluó la contaminación por metales pesados tanto en muestras de agua como en tejidos de *Labeo rohita* y *Ctenopharyngodon idella* en el lago de Bhopal (India).

Con los resultados obtenidos se evidencia que los diferentes órganos de los peces acumulan distintas cantidades de metales pesados. En *L. rohita* la acumulación de metales presentó esta secuencia: hígado > riñón > branquias > músculos y en *Ctenopharyngodon idella*: branquias > hígado > riñón > músculos. En cuanto al Zn, se demostró que es el metal que más se acumula en los peces mientras que el Hg fue el más bajo.

No obstante, los valores de metales pesados se encontraban de acuerdo al valor máximo admisible para agua potable según lo establecido por diversos organismos nacionales e internacionales.

Kamaruzzaman (2010) realizó un experimento de laboratorio donde determinaron los diferentes niveles de acumulación de zinc, cobre y plomo para alevines de Tilapia (*Oreochromis niloticus*) expuestos a los elementos por un período de 21 días. La concentración de estos metales en las branquias se detectó a través de un acoplamiento inductivo espectrómetro de masas con plasma. Se observó que los alevines de Tilapia pueden acumular hasta 3000 ppb de zinc después de 21 días de exposición. En cuanto a la tasa de acumulación de cobre en 7 a 14 días fue de 0.01 a 0.02 $\mu\text{g Kg}^{-1}$.

Los peces habían acumulado hasta 142 $\mu\text{g Kg}^{-1}$ de Pb en 30 días de exposición, lo que demostró que existe un elevado aumento de tres veces en la absorción de plomo en comparación con los primeros 10 y 20 días de exposición. En este estudio también se comprobó que los peces expuestos a un período más largo con una concentración mínima tienden a acumular menos metales pesados en las branquias pero éstos son transportados a otras partes del cuerpo.

En este mismo orden de ideas, Ekeanyanwu (2010), recolectó muestras de agua, sedimentos del fondo, tilapia y peces gato del río Okumeshi (Nigeria) con el fin de analizar cuantitativamente la presencia de plomo, níquel, cromo, manganeso y cadmio utilizando el espectrofotómetro de absorción atómica.

Los peces contenían una alta presencia de manganeso con un valor de 7.77 mg Kg^{-1} , en contraste con el sedimento con un valor de 2.76 mg Kg^{-1} y 0.13 mg L^{-1} en el agua. Los estudios sobre las diferentes partes de los peces revelaron altas concentraciones de manganeso en los músculos de la tilapia (1.97 mg Kg^{-1}), mientras que la menor concentración se detectó en las branquias de los peces gato (0.13 mg Kg^{-1}). En cuanto al cadmio, la mayor concentración se detectó en el músculo de la tilapia (0.62 mg Kg^{-1}) y la más baja (0.04 mg Kg^{-1}) se registró en el hueso de la tilapia. En la mayoría de las muestras de los peces, las concentraciones superaban los niveles máximos tolerables establecidos por las instituciones internacionales (Ekeanyanwu, 2011).

Kaoud (2010), estudió las alteraciones histopatológicas en tejidos de *Oreochromis niloticus* de las piscifactorías de Egipto. Los factores de bioconcentración de cobre, plomo, mercurio y cadmio en tejido hepático y muscular fueron: (3.93 y 3.87), (8.10 y 7.60), (0.79 y 50.0) y (38.25 y 30.25) mg/g, respectivamente.

El mercurio fue el metal más bioacumulado y biomagnificado en los músculos, mientras que el cobre fue el más bajo. Las concentraciones de cadmio, plomo y cobre fueron las más altas en el hígado y más bajas en el tejido renal, en contraste, el mercurio fue más alto en los músculos y más bajo en el tejido renal. Varios cambios histopatológicos se observaron en los músculos, hígado, branquias, riñón y tejido del intestino delgado atribuibles a la exposición a metales pesados.

Khoshnood (2010) evaluó la bioacumulación de metales pesados en dos especies de peces (*Euryglossa orientalis*), (*Psettodes erumei*). Los peces fueron capturados en dos áreas de la costa norte del Golfo Pérsico, Bandar Abbas y Bandar Lengeh.

Las concentraciones de níquel (Ni) y vanadio (V) en el hígado de ambas especies en las dos regiones de muestreo reflejaron el siguiente orden: Bandar Abbas > Bandar Lengeh. Entre las dos especies, estas cantidades fueron mayores en *P. erumei* de *E. orientalis* en ambas regiones de muestreo.

En cuanto, a la histopatología del hígado se hallaron algunas alteraciones celulares incluyendo la degeneración, necrosis y alteración del tejido. Los resultados mostraron que la región de Bandar Abbas estaba más contaminada que Bandar Lengeh.

Visnjic (2010) evaluó la bioacumulación de metales pesados en músculo, hígado y agallas en la especie Sábalo del ponto, una especie que vive en la parte noroeste del Mar Negro y migra hacia el río Danubio para desovar.

Para evaluar los niveles de contaminación por metales pesados las muestras se recogieron en río Danubio (Serbia) y se prepararon utilizando la digestión de microondas, y el análisis de Al, As, Cd, Cu, B, Ba, Fe, Mg, Sr, Zn, Li, Co, Cr, Mn, Mo, Ni y Pb se realizó por medio de espectroscopia de acoplamiento inductivo de emisión óptica de plasma.

Se observaron diferencias significativas en las concentraciones de los elementos analizados entre los diferentes tejidos. Al, Sr, Ba, Mg Li presentaron la mayor concentración en las branquias, mientras que el Cd, Cu, Zn, Fe y B fueron los más altos en el hígado. En cuanto al músculo, éste presentó las concentraciones más bajas en la mayoría de los elementos analizados, sin embargo los niveles de As fueron elevados.

Éste estudio reveló que las concentraciones de As y Cd en el tejido muscular se encontraban por encima de las concentraciones máximas aceptables para el

consumo humano por lo que es necesario tomar medidas para prevenir la contaminación por metales pesados.

Jarić (2010) evaluó mediante el plasma de acoplamiento inductivo espectrometría óptica los metales pesados (Ag, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) presentes en el hígado, músculo, branquias y el intestino del esturión (*Acipenser ruthenus*) en el río Danubio (Serbia).

El análisis ha puesto de manifiesto, un alto grado de bioacumulación y elementos traza en los tejidos del esturión del Danubio. El hígado parece ser el principal tejido de almacenamiento de metales pesados, mientras que los niveles más bajos de metales se encontraron en los músculos siendo aceptables para el consumo humano a excepción del cadmio.

Se llegó a la conclusión de que, a fin de permitir un control más eficiente de los contaminantes presentes en los productos de la pesca, existe una necesidad evidente para resolver el problema de la falta de límites legales de muchos metales en la legislación europea.

Rizzo (2010) presentó los resultados más relevantes en relación a los niveles de metales pesados existentes en diferentes compartimentos de lagos del noroeste de Patagonia. Los estudios realizados determinaron concentraciones de elementos traza en testigos sedimentarios, sedimentos suspendidos, agua, plancton, macroinvertebrados y músculo e hígado de peces.

En términos generales, los niveles de metales pesados en los distintos compartimentos fueron similares a los valores medidos en otros ambientes de agua dulce. La excepción la constituyen el mercurio y la plata, que presentan enriquecimientos superiores a los niveles de línea de base de la zona en las últimas décadas. En el caso de la plata fueron observadas mayores concentraciones en sitios cercanos a los asentamientos humanos, y en algunos casos alcanzaron valores correspondientes a situaciones de contaminación moderada. En ningún caso, la acumulación de metales en músculo de peces superó los límites considerados para el consumo humano. Esta revisión permite identificar niveles de referencia y evaluar la tendencia del impacto antrópico, aportando información de base para futuros monitoreos de los ambientes lacustres de la región.

Fallah (2011) determinó las diferencias entre la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) de piscifactoría y silvestres en términos de metales pesados y elementos traza en tejidos comestibles. Las muestras fueron analizadas para As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr y Zn por el método de espectrometría inductivamente acoplada de emisión óptica con plasma, mientras que el Hg se analizó mediante vapor frío espectrometría de absorción atómica.

Los resultados se expresaron como $\mu\text{g/g}$ de peso seco. Con la excepción de Ba y Sr, el hígado presentó altos niveles de metales pesados y elementos traza en comparación con el músculo en el pescado de piscifactoría y/o silvestre. Los

niveles más altos de Ba, Cr, Fe, Mn, y Zn, así como los más bajos para Cu y Sr fueron encontrados en los tejidos de la trucha silvestre comparados con los de la trucha de piscifactoría.

Se observó que las diferencias en la acumulación de metales pesados y elementos traza tanto para los peces silvestres como de piscifactoría se encuentra relacionada con las diferencias en sus condiciones ambientales y las concentraciones de los elementos en la dieta.

Ladigbolu (2011) determinó las concentraciones de hierro, cobre, cromo, níquel, plomo, manganeso, arsénico, cadmio y zinc, en las aguas superficiales, sedimento y muestras de peces (*Chrysichthys nigrodigitatus*) de un agua residual industrial que recibe la laguna Lagos, Nigeria.

Los niveles de metales pesados encontrados fueron los siguientes:

Tabla 2. Niveles de metales pesados

| Metal Pesado | Aguas Superficiales (mg/L) | Sedimentos (mg/g) | Muestra de peces (mg/g) |
|---------------------|-----------------------------------|--------------------------|--------------------------------|
| Fe | 0.293 | 85303.33 | 4.263 |
| Cu | 0.177 | 53.967 | 8.229 |
| Pb | 0.107 | 38.35 | 1.967 |
| Cr | 0.213 | 93.88 | 1.329 |
| Mn | 0.177 | 274.967 | 1.513 |
| Ni | 0.233 | 67.4 | 4.046 |
| Cd | <0.10 | 1.00 | 0.458 |
| Zn | | 110.183 | 11.338 |
| As | | 1.017 | |

Fuente: LADIGBOLU ISMAIL, Adejare y *et al.* Hydrochemistry and levels of some heavy metals in sample of Ibeshe, Lagos Lagoon Complex, Nigeria. *En:* Journal of american science. 2011. vol. 7, no. 1, p. 625-632.

Finalmente, se espera que los resultados reportados en éste estudio sirvan como nivel de referencia para el futuro de la contaminación por metales pesados para la laguna.

3. SÍNTESIS DE LOS TRABAJOS REVISADOS

En los peces los metales pesados pueden ingresar por tres vías posibles: branquias, alimento o superficie corporal. Cuentan con órganos blanco y patrones de acumulación, ello referencia que determinados compuestos por diferentes causas son retenidos en ciertas estructuras de los seres vivos y con distintos ritmos y regímenes. A continuación se presentan resultados de estudios realizados en diferentes países en los cuales se determinaron los niveles de concentración para metales pesados en órganos de peces.

Tabla 3. Síntesis de los trabajos revisados

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|-------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn | <i>Sparus auratus</i> , <i>Atherina hepsetus</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Trigla cuculus</i> , <i>Sardina pilchardus</i> . | Espectrofotometría atómica | Las concentraciones de metales fueron más altas en el hígado, excepto por el hierro en las branquias de <i>Scomberesox saurus</i> . | Noreste del mar mediterráneo | Mustafa Canli y Gülüzar Atli (2002) |
| Zn | <i>Daphnia magna</i> | | La aplicación del BLM desarrollado se puede predecir cómo afectará la toxicidad del zinc a estos organismos en diferentes tipos de agua y en diferentes regiones. | | C.R.Janssen y <i>et al.</i> (2003) |
| Cu, Fe, Ni, Cr, Pb y Zn | <i>Mugil cephalus</i> y <i>Trachurus mediterraneus</i> | | Las concentraciones de metales en los tejidos tienden a variar significativamente entre las estaciones. Existe mayor concentración en piel y gónadas comparado con el músculo. | Tres estaciones en la bahía de Iskenderun, Turquía. | Ayşe Bahar Yılmaz (2003) |
| Hg | <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Abramis brama</i> , <i>Rutilus rutilus</i> , y <i>Leuciscus cephalus</i> . | | La edad y estrategia de alimentación son muy importantes para la acumulación de Hg en el tejido muscular. | Río Elba (República Checa) | L. Dusek et al (2004) |
| Cu | <i>Mytilus sp.</i> y el desarrollo embrionario larval | | El BLM puede predecir la toxicidad del Cu en las pruebas de las aguas estuarinas y marinas dentro de un factor de ± 2 . | EE.UU | W.R.Arnold et al. (2005) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|----------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| Cr, Pb y Hg | | | Se detectaron concentraciones de Pb en algunas especies analizadas de la laguna, principalmente peces y caracoles, así como también en sangre humana de pescadores. | Río Cauca y la laguna de Sonso, Colombia | Christiaan Gischler (2005) |
| Cr, Cu y Fe | <i>Clarias gariepinus</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | La temperatura, pH, dureza y salinidad influyen en la bioacumulación de los metales. | Río Olifants en el Parque Nacional Kruger, Sudáfrica | Avenant-Oldewage y HM Marx (2006) |
| Cu | <i>Ceriodaphnia dubia</i> , <i>Daphnia pulex</i> y <i>Pimephales</i> | | El BLM genera criterios apropiados para el agua evaluada en comparación con la ecuación de la dureza o el enfoque basado en WER. | Laboratorio (Aguas superficiales) | Eric Van Genderen et al. (2007) |
| Cr, Zn, Cu, Cd, Pb | <i>Cyprinus carpio Linnaeus</i> , <i>Carassius auratus Linnaeus</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> y <i>Aristichthys</i> | | El pez que más acumuló metales fue <i>C. auratus L.</i> sin embargo, en términos generales los peces aún se encuentran dentro del rango permitido para el consumo humano. | La bahía de Fei – Fei, lago Taihu (China). | Chi QQ et al. (2007) |
| Zn, Cu, Cr y Mn | <i>Tilapia del Nilo (Oreochromis niloticus)</i> . | Espectrofotometría de absorción atómica. | El orden de acumulación de metales en el tejido era del siguiente orden: Cu>Zn>Cr >Mn, y agallas > hígado > músculo. | Humedal Nakivubo (Uganda). | Z. Birungi et al (2007) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|-----------------------------|---------------------------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------|
| Cu y Zn | <i>Liza saliens</i> | | Los mayores factores de bioacumulación se encontraron principalmente en los órganos implicados con el metabolismo del metal así mismo, había una relación positiva entre los factores de bioacumulación y la edad de los peces. | Laguna Esmoriz-Paramos (Portugal) | C. Fernandes et al (2007) |
| Cr, Ni, Cd y Pb | <i>Cyprinus carpio</i> (carpa común) | Espectrofotometría de absorción atómica. | El orden de la acumulación de metales pesados en las branquias y el hígado fue Cd>Pb>Ni>Cr y Pb Cd>Ni>Cr. | | R. Vinodhini, (2008) |
| Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, Ni y Pb | <i>Bagre (Clarias gariepinus)</i> | | El agua y los tejidos de los peces de ambos ríos fueron contaminados con diferentes niveles. Los niveles de metal encontrados en los tejidos excedieron los límites máximos aceptables para pescado de consumo humano. | Los ríos Ikpoba y Ogba en la ciudad de Benin (Nigeria). | E. E. Obasohan et al (2008) |
| Pb, Cr, Mn, Fe, Ni, Cd y Zn | <i>Tilapia gallier, Crarias lazera y Osteoglossidae</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | Los contenidos de metales varían significativamente en función de las especies y los tipos de tejidos. | La presa Alau (Nigeria). | G.A. Dimari et al. (2008) |
| Zn | <i>Channa punctatus</i> | | Se encontró el siguiente orden de concentración: hígado > riñón > intestino > agallas > músculo. | | S. Senthil Murugan et al (2008) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|-------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------------|
| Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn | | | Niveles de metales pesados muy altos tanto en tejidos como en agallas. | El golfo de Aqaba, Mar Rojo | Ahmad H. Abu Hilal, Naim S. Ismail (2008) |
| Hg | <i>Cyprinus carpio</i> y <i>Copoeta spp</i> | Método de inducción de plasma acoplado. | Mayores concentraciones de Hg en la zona media en contraste con las otras dos zonas. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes sexos y especies. | Río Kor (Irán). | Mahnaz Taherianfard et al (2008) |
| Cu, Zn, Cd, Pb y As | <i>Sparus aurata</i> y <i>Solea senegalensis</i> | | La disponibilidad de los metales se estableció así: Cd>Zn>Cu>Pb tanto en agua como en sedimentos. | Ríos Tinto y Odiel en Huelva. | J. J. Vicente-Martorell et al (2008) |
| Cu, Zn, Mn, Fe, Mg, Ni, Cr, Co y B | <i>Sparidae</i> , <i>Lithognathus mormyrus</i> , <i>Mugilidae</i> , <i>Liza aurata</i> , <i>Mugilidae</i> , <i>Chelon labrasus</i> , <i>Mugilidae</i> . | Espectroscopía de emisión óptica de plasma. | Las concentraciones de metales pesados de los peces en la laguna de Beymelek fueron inferiores a los de otros peces que habitan diferentes zonas contaminadas de Turquía. | Laguna Beymelek (Turquía). | Kazim Uysal et al (2008) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|---------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Cu, Pb, Zn, Cd y Hg | Pagellus acarne, Sarpa salpa y Liza saliens | | La peroxidación de lípidos expresada por malonildialdehído (MDA), glutatión peroxidasa (GSSG P), catalasa (CAT) y superóxido dismutasa (SOD) se podrían utilizar como biomarcadores de contaminación por metales pesados en peces. | La costa de El- Khoms (Libia). | M.A.A. Metwally y I.M. Fouad (2008) |
| Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb y Cd | | | En los tejidos de los organismos se detectó la presencia de metales tóxicos como el Pb y Cd que superan los 0,16 y 0,04 µg/g, respectivamente, al igual que el Zn el cual alcanza niveles elevados que sobrepasan 17 µg/g en la mayoría de las especies. | La laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela | A Márquez <i>et al</i> (2008) |
| Fe, Mn, Zn, Pb y Co | <i>Plasgiosium squamososimos</i> , <i>Pigocentrus cariba</i> , <i>Pseudoplastyloma fasciatium</i> e <i>Hypostomus spp</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | Existe una notable asociación entre los altos valores de concentraciones de metales y el tipo de sedimento, con un gradiente creciente hacia el sedimento tipo lodo. También se encuentran valores elevados en la concentración de Pb y Zn, hecho atribuido al estrés que ejercen las actividades antropogénicas circundantes sobre la laguna de Castellero. | La laguna de Castellero, Venezuela. | A. Márquez <i>et al</i> (2008) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|-----------------|---------------------------------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| | | Espectrofotometría de absorción atómica. | En las muestras de peces, los niveles fueron significativamente altos en comparación con los del agua, lo que evidencia la bioacumulación. Los niveles más altos se registraron en el hígado y en menos proporción en el músculo. | Fuente hídrica Al-Khadoud en Al Hassa (Arabia Saudita). | Mohammed A. Al-Kahtani (2009) |
| As, Cd, Cr y Pb | <i>Tilapia gallier, Clarias lazera y Heterotis niloticus.</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | Los resultados indicaron la presencia de metales en todos los tejidos y especies de peces analizadas aunque en proporciones diferentes, sin embargo, sólo en algunos casos éstas diferencias fueron estadísticamente significativas. | Lago Alau (Nigeria) | G. A Dimari, S. S. Hati (2009) |
| Mn, Zn, Fe y Hg | <i>Bagre africano (Clarias gariepinus).</i> | | La tendencia de bioconcentración se dio en el siguiente orden: intestino>muscular. La menor cantidad de Mn se encontraba en el músculo, mientras que el Zn reporto el más alto valor. | | T. A. Ayandiran <i>et al.</i> (2009) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|----------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------|-----------------------------------|
| Cu, Co, Pb, Fe y Cd | <i>Tilapia zilli</i> , <i>Clarias anguillaris</i> , <i>Protoptenus</i> , <i>Oreochromis niloticus</i> , <i>Eutropius niloticus</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | La máxima concentración de metales estudiados se observó en los tejidos del hígado, en contraste el tejido óseo presentó la menor concentración. En cuanto al nivel más alto de Cu se encontró en <i>O. niloticus</i> , y el más bajo en <i>E. niloticus</i> . | Lago Chad (Nigeria). | J. C. Akan <i>et al.</i> (2009) |
| Pb y Cu | <i>Euryglossa orientalis</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | La acumulación de metales en temporada de verano fue más alta en comparación con otras estaciones. No obstante, en términos generales los cambios estacionales no fueron significativos respecto a las concentraciones de Pb y Cu en los tejidos. | Puerto Hendijan (Irán). | Ronagh, M.T <i>et al.</i> (2009) |
| Cu, Cd y Co | | | Generó una estimación del 50% de los efectos de la concentración toxicológica y metales pesados en organismos. | | Ayumi Hatano <i>et al.</i> (2010) |
| Zn y Hg | <i>Labeo rohita</i> y <i>Ctenopharyngodon idella</i> | | En <i>L. rohita</i> la acumulación de metales presento ésta secuencia: hígado > riñón > branquias > músculos y en <i>Ctenopharyngodon idella</i> : branquias > hígado > riñón > músculos. | Lago de Bhopal (India). | Malik N <i>et al.</i> (2010) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|----------------------|----------------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Cu, Pb, Hg y Cd | <i>Oreochromis niloticus</i> | | Los factores de bioconcentración de Cu, Pb, Hg y Cd en tejido hepático y muscular fueron: (3.93 y 3.87), (8.10 y 7.60), (0.79 y 50.0) y (38.25 y 30.25), respectivamente. | Piscifactorías de Egipto. | H.A. Kaoud, A.R. El-Dahshan (2010) |
| Zn, Cu y Pb | <i>Alevines de Tilapia (Oreochromis niloticus)</i> | Espectrometría de masas con plasma | Los peces expuestos a un período más largo con una concentración mínima tienden a acumular menos metales pesados en las branquias pero éstos son transportados a otras partes del cuerpo. | | B.Y.Kamaruzaman <i>et al.</i> (2010) |
| Ag y Hg | | | Los niveles de metales pesados en los distintos compartimentos fueron similares a los valores medidos en otros ambientes. | Lagos del noroeste de Patagonia | Andrea Rizzo <i>et al</i> (2010) |
| Pb, Ni, Cr, Mn y Cd | <i>Ameiurus melas, Rafinesque, oreochromis sp.</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | Los estudios sobre las diferentes partes de los peces revelaron altas concentraciones de manganeso en los músculos de la tilapia (1.97 mg kg^{-1}), mientras que la menor concentración se detectó en las branquias de los peces gato (0.13 mg kg^{-1}). | Río Okumeshi (Nigeria) | Ekeanyanwu C. <i>et al</i> (2010) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|--------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------|---------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|-------------------------------------------|
| Al, As, Cd, Cu, B, Ba, Fe, Mg, Sr, Zn, Li, Co, Cr, Mn, Mo, Ni y Pb | <i>Sábalo del ponto</i> | Espectroscopía de emisión óptica de plasma. | El Al, Sr, Ba, Mg y Li presentaron la mayor concentración en las branquias, mientras que el Cd, Cu, Zn, Fe y B fueron los más altos en el hígado. | Río Danubio, Serbia | Zeljka Visnjic-Jeftic <i>et al</i> (2010) |
| Zn, Fe y Ni | <i>Ameiurus melas, Rafinesque, oreochromis sp.</i> | Espectrofotometría de absorción atómica. | Los resultados revelaron que el sedimento contenía una mayor concentración de Fe con un valor de 13,30 mg/g frente a 8,400 mg/g en peces y 7,30 mg/l en el agua. Los estudios sobre las diferentes partes de los peces mostraron altas concentraciones de Ni en la cabeza de la Tilapia (4,00 mg/g) seguido por 2,40 mg/g de Ni en el intestino de los peces Gato. La mayor concentración de Zn se detectó en la cabeza del pez Gato (1,95 mg/g) mientras que la concentración más baja (0,16 mg/g) fue registrada en la cabeza de la Tilapia. En cuanto a la concentración del Zn en el agua (1,0 mg/l) sus niveles se encuentran dentro de los permitidos por la Agencia de Protección Ambiental del estado de Lagos (LASEPA). | Lagunas de Epe y Badagry en el estado de Lagos (Nigeria) | R. A. Olowu <i>et.al.</i> (2010) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|--------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| Ag, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Se Mo, Ni, Pb, Sr, y Zn | <i>Esturión Acipenser ruthenus</i> | Espectrometría óptica. | El hígado parece ser el principal tejido de almacenamiento de metales pesados, mientras que los niveles más bajos de metales se encontraron en los músculos siendo aceptables para el consumo humano a excepción del Cd. | Río Danubio, Serbia | Ivan Jarić <i>et al</i> (2010) |
| Ni y V | <i>Euryglossa orientalis</i> y <i>Psettodes erumei</i> . | | En la histopatología del hígado se hallaron algunas alteraciones celulares incluyendo la degeneración, necrosis y alteración del tejido. Los resultados mostraron que la región de Bandar Abbas estaba más contaminada que Bandar Lengeh. | Costa norte del Golfo Pérsico, Bandar Abbass y Bandar Lengeh. | Zahra Khoshnood <i>et al.</i> (2010) |
| As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr y Zn | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | Espectrometría inductivamente acoplada de emisión óptica con plasma, mientras que el Hg se analizó mediante vapor frío espectrometría de absorción atómica. | Se observó que las diferencias en la acumulación de metales pesados y elementos traza tanto para los peces silvestres como de piscifactoría se encuentra relacionada con las diferencias en sus condiciones ambientales y las concentraciones de los elementos en la dieta. | | Aziz A. Fallah <i>et al</i> (2011) |

Tabla 3. (Continuación)

| MP en estudio | Especie de peces | Método | Resultados | Ubicación | Autor (Año) |
|-------------------------------------|------------------------------------|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------|---------------------------------------|
| Fe, Cu, Cr, Ni, Pb, Mn, As, Cd y Zn | <i>Chrysichthys nigrodigitatus</i> | | Los niveles de MP encontrados fueron los siguientes: 4.263 mg/g de Fe, 8.229 mg/g de Cu, 1.967 mg/g de Pb, 11.338 mg/g de Zn, 1.329 mg/g de Cr, 1.513 mg/g de Mn, 4.046 mg/g de Ni y 0.458 mg/g de Cd. | Laguna Lagos, Nigeria | Ladigbolu Ismail Adejare et al (2011) |

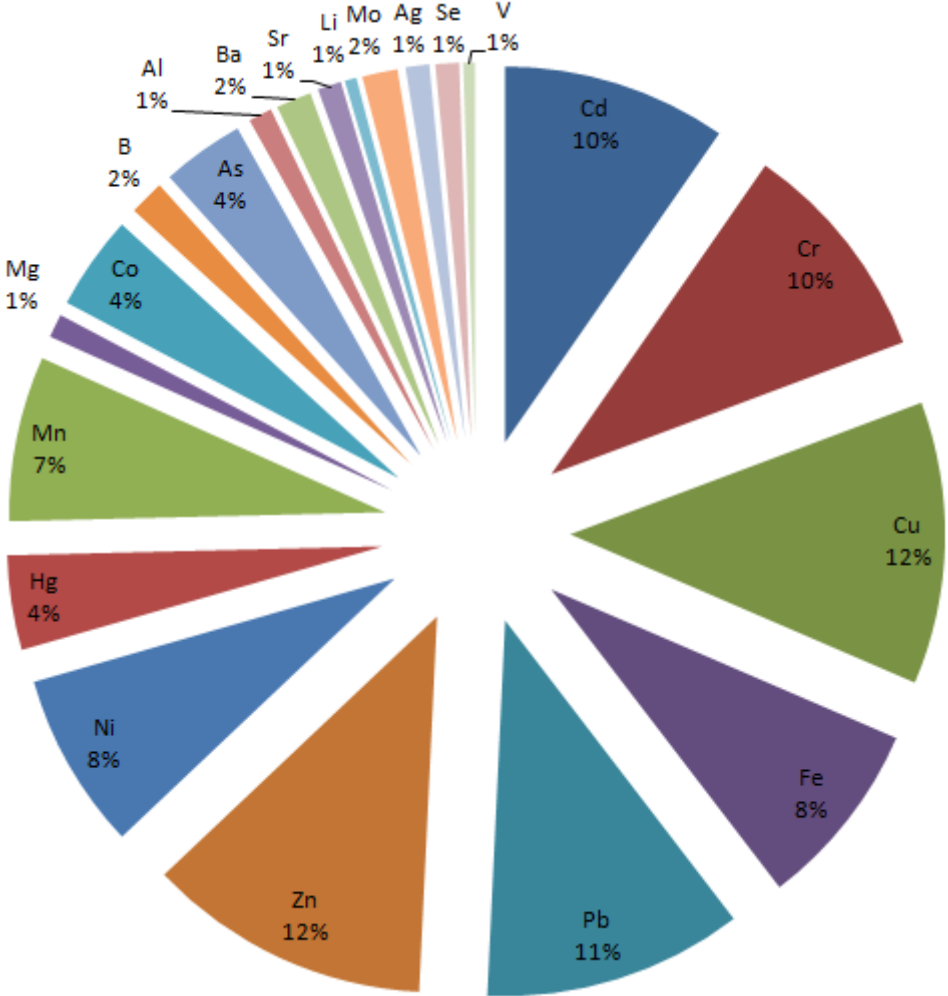
Los metales pesados se han convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de la salud pública. Los daños que causan son tan severos y en ocasiones tan ausentes de síntomas, que las autoridades ambientales y de salud de todo el mundo ponen mucha atención en minimizar la exposición de la población, en particular de los menores, a estos elementos tóxicos. Si bien algunos cumplen un papel importante en el crecimiento, desarrollo y reproducción de los seres vivos, su presencia en exceso los afecta negativamente, incluso en bajas concentraciones como en el caso del mercurio (Hg), plomo (Pb) y cadmio (Cd).

La siguiente figura ilustra que los metales pesados más estudiados han sido el Zn, Cu y Pb. En el caso del Zn, la ingesta de alimentos contaminados con ésta sustancia puede ocasionar anemia, daño del páncreas y el riñón; el Cu es responsable de ocasionar envenenamiento y sus efectos suelen manifestarse aún en bajas concentraciones, así mismo, es responsable de ocasionar daño hepático y renal; el Pb suele acarrear problemas en la función renal, articulaciones y el sistema nervioso.

En cuanto al Cadmio, éste es sumamente tóxico y además cancerígeno. Es persistente en el ambiente y si es absorbido por el organismo humano puede persistir por décadas antes de ser excretado. También puede llevar a enfermedades pulmonares, se la ha relacionado con el cáncer de pulmón y puede provocar osteoporosis tanto en humanos como en animales; el Cromo frecuentemente se acumula en ambientes acuáticos, por lo que existe cierto riesgo de ingerir pescado contaminado. Los bajos niveles de exposición pueden provocar irritación de la piel y úlceras, mientras que la exposición prolongada puede causar daños hepáticos y renales, al tejido nervioso y al sistema circulatorio (Schinitman, 2004).

Finalmente, se podrían establecer tres umbrales críticos para el contenido de metales: un primer umbral, a nivel de trazas, donde los metales esenciales juegan su papel de activadores enzimáticos indispensables en el metabolismo; un segundo umbral, que determina una absorción pasiva, donde los metales van acumulándose en ciertos órganos; y un tercer umbral, incompatible con los fenómenos vitales, que desencadena procesos de defensa que tienden a disminuir la permeabilidad y el paso de estos metales a través de las membranas celulares (Yanina, 2008).

Figura 2. Porcentaje de metales pesados estudiados



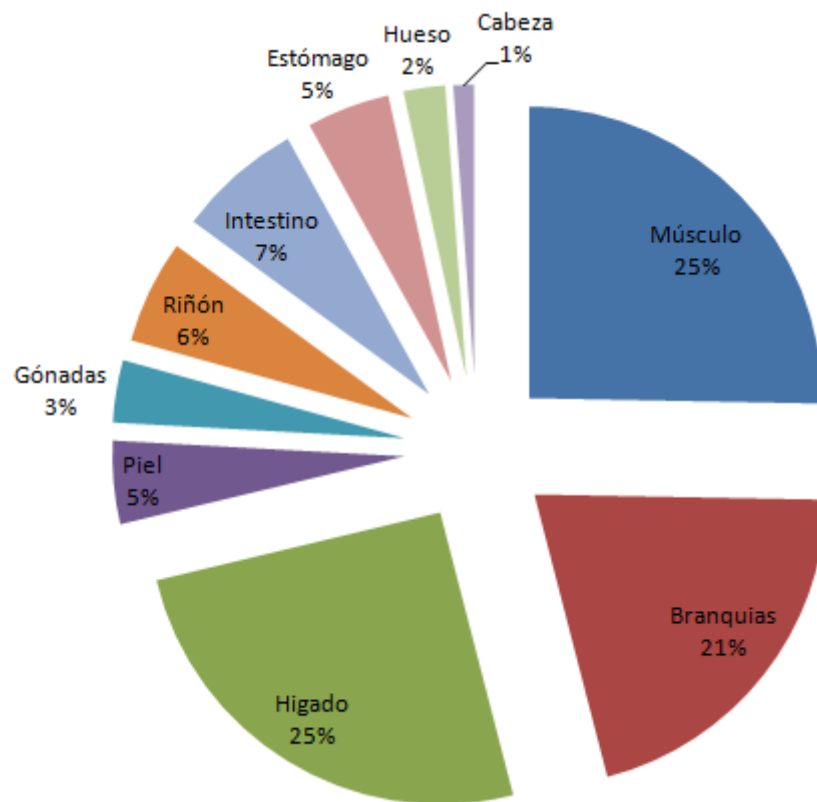
La concentración de metales en ecosistemas acuáticos contribuye a la acumulación de metales en branquias y riñón de peces. Las branquias se exponen a metales a través del agua ya que están constantemente en contacto directo. Los riñones están expuestos a los metales del agua porque la sangre fluye desde las branquias a la arteria carótida, que aporta sangre al riñón.

Además, las branquias son el principal lugar de ingreso para sustancias disueltas en el agua. Es aquí donde el agua y la sangre fluyen a contracorriente, el epitelio es muy delgado, sólo dos capas de células, con una gran área de contacto. Estas son características que facilitan la absorción y son similares a las que se presentan en el epitelio de los órganos de absorción de los animales terrestres.

El hígado regula los niveles sanguíneos de la mayoría de los compuestos químicos y excreta un producto llamado bilis, que ayuda a eliminar los productos de desecho del hígado. Toda la sangre que sale del estómago y los intestinos pasa a través del hígado. El hígado procesa esta sangre y descompone los nutrientes y sustancias en formas más fáciles de usar por el resto del cuerpo. Es por esto, que el hígado es uno de los principales órganos que bioacumulan metales pesados.

Finalmente, los efectos tóxicos de los metales pesados en peces son asfixia debida a coagulación de mucus sobre las branquias, lesión directa sobre las branquias, acumulación de metales en tejidos internos y lesiones intensas sobre éstos. (Yanina, 2008).

Figura 3. Porcentaje de órganos estudiados



4. APRECIACIONES FINALES

La bioacumulación en agallas y tejidos de peces originada por la especiación de metales pesados es uno de los grandes retos que enfrentan los ecosistemas acuáticos actualmente, y aunque existe la reglamentación en todos los países, la problemática sólo va en aumento afectando todos los niveles de la cadena trófica. Esto se debe a que la industrialización ha traído consigo una gran cantidad de impactos al medio ya que generalmente los residuos de algunos procesos son arrojados sin tener en consideración los efectos a largo plazo.

Es por esto, que en ambientes contaminados se ejerce una gran presión ecológica porque se eliminan especies de diferentes niveles tróficos lo que produce un bloqueo en las cadenas naturales de alimentación por lo que se ve reducida la capacidad de diversificación y por ende la estabilidad del sistema.

No obstante, los esfuerzos que se han estado llevando a cabo para lograr eliminar los contaminantes generados por el ser humano no han sido capaces de ajustarse ni al ritmo del incremento en la cantidad de desechos ni al crecimiento demográfico. Por lo cual, la transformación de las aguas ha convertido a estos ecosistemas en depósitos de residuos, donde el equilibrio natural se encuentra severamente perturbado y en muchos casos totalmente fracturado.

En consecuencia el Modelo Ligando Biótico está cobrando cada vez más auge y la creación del software por la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA) brinda una útil herramienta de gestión que permite predecir la toxicidad y sus efectos tanto en los seres vivos como en los ecosistemas acuáticos, ya que los peces representan varios niveles de la cadena trófica, y son excelentes bioindicadores de contaminación por metales pesados debido a que bioacumulan y biomagnifican a través de ellas altas concentraciones de estos elementos.

Finalmente, siendo un tema nuevo el desarrollo de estudios sobre ecotoxicidad en ambientes acuáticos, son pocos los trabajos realizados respecto a éste tema, cabe resaltar también, que en Colombia no se han llevado a cabo estudios de ésta índole (contando sólo con uno), por lo cual es importante profundizar en éstas áreas con el fin de generar conocimiento y herramientas que permitan proponer estrategias de conservación para los ecosistemas acuáticos.

BIBLIOGRAFÍA

ABU HILAL, Ahmad H. y ISMAIL, Naim S. Heavy metals in eleven common species of fish from the Gulf of Agaba, Red Sea. En: Jordan journal of biological sciences. March, 2008. vol. 1, no. 1, p. 13-18.

AKAN, J.C. y *et al.* Bioaccumulation of some heavy metals of six fresh water fishes caught from Lake Chad in Doron Buhari, Maiduguri, Borno State, Nigeria. En: Journal of applied sciences in environmental sanitation. Mayo-Agosto, 2009. vol. 4, no. 2, p. 103-114.

ARNOLD, W. R.; SANTORE, R. C. y COTSIFAS, J. S. Predicting copper toxicity in estuarine and marine waters using the Biotic Ligand Model. En: Marine Pollution Bulletin, 2005, no. 50, p. 1634–1640.

AVENANT-OLDEWAGE, A. y MARX, H.M. Bioaccumulation of chromium, copper and iron in the organs and tissues of *Clarias gariepinus* in the Olifants River, Kruger National Park. En: Water S.A. 2000, vol. 26, no. 4, p. 569-582.

AYANDIRAN, T.A. y *et al.* Bioconcentration of metals in the body muscle and gut of *Clarias gariepinus* exposed to sublethal concentrations of soap and detergent effluent. En: Journal of cell and animal biology. Agosto, 2009. vol. 3, no. 8, p. 113-118.

BELL, Russell A.; OGDEN, Nancy y KRAMER, James R. The biotic ligand model and a cellular approach to class B metal aquatic toxicity. En: Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. 2002, no. 133, p. 175-188.

BIANCHINI, Adalto y BOWLES, Karl C. Metal sulfides in oxygenated aquatic systems: implications for the biotic ligand mode. En: Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. 2002, no. 133, p. 51-64.

BIRUNGI, Z. y *et al.* Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. En: Physics and chemistry of the earth. 2007. vol. 32, no. 15-18. p. 1350-1358.

BLACK, Frank J.; BRULAND, Kenneth W. y FLEGAL, A Russell. Competing ligand exchange-solid phase extraction method for the determination of the complexation of dissolved inorganic mercury (II) in natural waters. En: Analytica Chimica Acta. 2007, no. 598, p. 318-333.

CANLI, Mustafa y ATLI, Gülüzar. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. En: Environmental pollution. Enero, 2003. vol. 121, no. 1, p. 129-136.

CASTAÑÉ, PM., *et al.* Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. En: Revista de Toxicología. 2003. vol. 20, no. 001, p. 13-18.

CHI, Q.Q., ZHU, G.W. y ALAN, L. Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. En: Journal of environmental sciences (China). 2007, vol. 19, no. 12, p. 1500-1504.

DIMARI, G. A. y *et al.* Metals concentrations in tissues of tilapia gallier, crarias lazera and osteoglossidae caught from Alau Dam, Maiduguri, Borno State, Nigeria. En: American journal of environmental sciences. 2008. vol. 4, no. 4, p. 373-379.

DIMARI, G. A. y HATI, S. S. Interaction profile for As, Cd, Cr and Pb in tissues of fishes (Tilapia gallier, Clarias lazera and Heterotis niloticus). En: Scientific research and essay. Septiembre, 2009. vol. 4, no. 9, p. 894-899.

DUSEK, L. y *et al.* Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991-1996. En: Ecotoxicology and environmental safety. Junio, 2005. vol. 61, no. 2 p. 256-267.

ECOAMERICA. Modelo de ligandos bióticos, un nuevo concepto para evaluar riesgo de metales en el agua. En: Revista ECOAMERICA. Julio, 2007, p. 9-11.

EKEANYANWU C., Raphael; OGBUINYI C., Augustina y ETIENAJIRHEVWE O., Frank. Trace metals distribution in fish tissues, bottom sediments and water from Okumeshi River in Delta State, Nigeria. En: Environmental research journal. 2011. vol. 5, no. 1, p. 6-10.

FALLAH, Aziz A. y *et al.* Comparative study of heavy metal and trace element accumulation in edible tissues of farmed and wild rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using ICP-OES technique. En: Microchemical Journal. Julio, 2011. vol. 98, no. 2, p. 275-279.

FERNANDES, C. y *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in *Liza saliens* from the Esmoriz-Parmos coastal lagoon, Portugal. En: Ecotoxicology and environmental safety. Marzo, 2007. vol. 66, no. 3, p. 426-431.

GISCHLER, Christiaan. Pathways of heavy metals and implications for stakeholders, Sonso Lagoon, Colombia. Tesis de Maestría. KTH royal institute of technology, 2005. 7 p.

HATANO, Ayumi y SHOJI, Ryo. A new model for predicting time course toxicity of heavy metals based on biotic ligand model (BLM). En: Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. 2010, no. 151, p. 25-32.

JANSSEN, C.R., *et al.* Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability. En: Environment international. 2003, no. 28, p. 793-800.

JARIĆ, Ivan y *et al.* Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. En: Microchemical journal, Mayo, 2010, vol. 98, no. 1, p. 77-81.

KAMARUZZAMAN, B. Y. y *et al.* Accumulation of metals in the gills of Tilapia fingerlings (*Oreochromis niloticus*) from in vitro toxicology study. En: Journal of fisheries and aquatic science. 2010. vol. 5, no. 6, p. 503-509.

KAOUD, H. A. y EL-DAHSHAN, A. R. Bioaccumulation and histopathology alterations of the heavy metals in *Oreochromis niloticus* fish. En: Nature and science. 2010. vol. 8, no. 4, p. 147-156.

KHOSHNOOD, Zahra; MOKHLESI, Amin y KHOSHNOOD, Reza. Bioaccumulation of some heavy metals and histopathological alterations in liver of *Euryglossa orientalis* and *Psettodes erumei* along North Coast of the Persian Gulf. En: African journal of biotechnology. Octubre, 2010. vol. 9, no. 41, p. 6966-6972.

LADIGBOLU ISMAIL, Adejare y *et al.* Hydrochemistry and levels of some heavy metals in sample of Ibeshe, Lagos Lagoon Complex, Nigeria. En: Journal of american science. 2011. vol. 7, no. 1, p. 625-632.

LORENTE, I., *et al.* Los efectos biológicos del cambio climático. En: Ecosistemas. 2004. vol. 13, no. 1, p. 103-110.

MALIK N. y *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. En: Environ monit assess. January, 2010. vol. 160, no. 1-4, p. 267-276.

MANCERA RODRÍGUEZ, Néstor Javier y ÁLVAREZ LEÓN, Ricardo. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. En: Acta biológica colombiana. 2006. vol. 11, no. 1, p. 3-23.

MÁRQUEZ, Aristide y *et al.* Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. En: Revista científica. Febrero, 2008. vol. 18, no. 1, p. 73-86.

MÁRQUEZ, Aristide y *et al.* Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la laguna de Castillero, Venezuela. En: Revista científica. Marzo-Abril, 2008. vol. 18, no. 2, p. 121-133.

MENDIGUCHÍA MARTÍNEZ, Carolina. Utilización de ultratrazas de metales pesados como trazadores de los efectos antropogénicos producidos en ecosistemas acuáticos. Tesis doctoral. Cádiz, Universidad de Cádiz, 2005.

METWALLY, M.A.A. y FOUAD, I.M. Biochemical changes induced by heavy metal pollution in marine fishes at Khomse Coast, Libya. En: Global veterinaria. 2008, vol. 2, no. 6, p. 308-311.

MOHAMMED A., Al-Kahtani. Accumulation of heavy metals in Tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from Al-Khadoud Spring, Al-Hassa, Saudi Arabia. En: American journal of applied sciences. 2009. vol. 6, no. 12, p. 2024-2029.

OBASOHAN, E. E.; ORONSAYE, J. A. O. y EGUAVOEN, O. I. A comparative assessment of the heavy metal loads in the tissues of common catfish (*clarias gariepinus*) from Ikpoba and Ogba rivers in Benin city, Nigeria. En: African scientist. March, 2008. vol. 9, no. 1, p. 13-23.

OLOWU, R. A. y *et al.* Determination of heavy metals in fish tissues, water and sediment from Epe and Badagry Lagoons, Lagos, Nigeria. En: E-Journal of Chemistry. 2010. vol. 7, no. 1, p. 215-221.

PAQUIN, Paul R., *et al.* The biotic ligand model: a historical overview. En: Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. 2002, no. 133, p. 3-35.

PAQUIN, Paul R., *et al.* The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. En: Environmental Science & Policy. 2000, no. 3, p. S175-S182.

RÍOS DE MOLINA, María del Carmen. El estrés oxidativo y el destino celular. En: Revista química viva. Abril, 2003. vol. 2, no. 1.

RIZZO, Andrea y *et al.* Concentraciones de metales pesados en distintos compartimientos de lagos andinos de Patagonia Norte. En: Ecología Austral, Agosto, 2010, no. 20, p. 155-171.

ROSAS RODRÍGUEZ, Hermógenes. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Cataluña. Universidad Politécnica de Cataluña. 2001. 16 p.

RONAGH, M.T. y *et al.* Bioaccumulation of heavy metals in *Euryglossa orientalis* from the Hendijan Seaport (Coastal of Persian Gulf), Iran. En: Journal of biological Sciences. 2009, no. 9, p. 272-275.

SENTHIL MURUGAN, S. y *et al.* Bioaccumulation pattern of zinc in freshwater fish *channa punctatus* (Bloch.) after chronic exposure. En: Turkish journal of fisheries and aquatic sciences. 2008, no. 8, p. 55-59.

SCHINITMAN, Norberto I. Metales pesados, ambiente y salud. En: Ecoportal.net. Diciembre, 2004. p. 1-13.

TAHERIANFARD, Mahnaz; EBRAHIMI, Mansour y SOODBAKHSH, Sahar. Bioaccumulation of mercury in fishes of Kor river. En: Australian journal of basic and applied sciences. 2008, vol. 2, no. 8, p. 904-908.

UYSAL, Kazim; EMRE, Yilmaz y KÖSE, Esengül. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). En: Microchemical journal. October, 2008. vol. 90, no. 1, p. 67-70.

VAN GENDEREN, Eric, *et al.* Evaluation of the Biotic Ligand Model relative to other site-specific criteria derivation methods for copper in surface waters with elevated hardness. En: Aquatic Toxicology. 2007, no. 84, p. 279-291.

VARÓN LÓPEZ, Angélica. Dinámica y distribución de la contaminación por cromo, plomo y mercurio en especies representativas de la cadena trófica de la laguna de Sonso. Trabajo de grado químico. Santiago de Cali: Universidad del Valle. Facultad de Ciencias naturales y Exactas. Departamento de Química, 2009.

VICENTE MARTORELL, Juan J. y *et al.* Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. En: Journal of hazardous materials, Marzo, 2009, vol. 162, no. 2-3, p. 823-836.

VINODHINI, R. y NARAYANAN, M. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish *Cyprinus carpio* (Common carp). En: J. Environ. Sci. Tech. Spring, 2008. vol. 5, no. 2, p. 179-182.

VISNJIC JEFTIC, Zeljka y *et al.* Heavy metals and trace element accumulation in muscle, liver and gills of the Pontic shad (*Alosa immaculate* Bennet 1835) from the Danube River (Serbia). En: Microchemical journal. Julio, 2010. vol. 95, no. 2, p. 341-344.

YANINA SÁNCHEZ, Erica. Las lagunas profesan el heavy metal. Metales pesados en ambientes acuáticos pampeanos. En: Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región Pampeana. 2008. p. 91-98.

YILMAZ, Ayse Bahar. Levels of heavy metals (Fe, Cu, Ni, Cr, Pb y Zn) in tissue of *Mugil cephalus* and *Trachurus mediterraneus* from Iskenderun Bay, Turkey. En: Environmental research . Julio, 2003. vol. 92, no. 3, p. 277-281.