



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México
Unidad Académica Mazatlán



“Diagnóstico de la contaminación por Cd, Cr, Hg y Pb
en diversos sitios de la cuenca del río Baluarte,
Sinaloa”.

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

Maestro en ciencias

(Química acuática)

P r e s e n t a

IBQ. Misael Zavala Nevárez

Codirectores de tesis: Dr. Carlos René Green Ruiz
Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Comité tutorial: Dra. María Aurora Armienta Hernández
Dra. Liliana Saldivar Osorio
Dr. Martín Federico Soto Jiménez

Mazatlán, Sinaloa

Junio del 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México
Unidad Académica Mazatlán



Jurado de examen:

Presidente: Dr. Carlos René Green Ruiz

Secretario: Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Vocal: Dra. María Aurora Armienta Hernández

Suplente: Dra. Liliana Saldivar Osorio

Suplente: Dr. Martín Federico Soto Jiménez

AGRADECIMIENTOS

Primero y antes que nada a Dios, por permitirme culminar esta etapa en mi vida, escalar tan solo un peldaño más en la basta escalera de la superación profesional y personal, por la abundancia de experiencias vividas, GRACIAS.

Definitivamente, el apoyo y trabajo físico son determinantes en cualquier proyecto que se ejecute, pero un aspecto en gran manera importante es el apoyo económico; la fuente de los recursos con que se suplen las necesidades de un proyecto de investigación. En este sentido se agradece a la DGEST, por su apoyo parcial a través del proyecto “Diagnóstico y alternativa de mitigación de la contaminación de Cd, Cr, Hg y Pb en dos sitios con actividad minera en el sur de Sinaloa” (Clave 911.05-P).

Agradezco profundamente a las personalidades que tuvieron a bien darme la oportunidad, confiar en mis manos la realización de este trabajo, mismo que sin su invaluable ayuda no hubiera sido posible desarrollar, con esto me refiero al Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza y Dr. Carlos René Green Ruiz; quienes me brindaron su apoyo, creando un ambiente de mejora continua, no solo en la realización del presente trabajo, sino en el ámbito personal, gracias por su optimismo y ánimo que en los momentos siempre me transmitieron, pues fue esta una etapa de constantes cambios en mi persona, cambios propios de la vida misma, donde estuvieron siempre presentes, gracias.

Al Dr. Martín Federico Soto Jiménez, agradezco sus siempre acertados comentarios, correcciones, sugerencias de mejora y enriqueciendo en el contenido de este trabajo.

A la Dra. María Aurora Armienta Hernández, un talento sinaloense a quien admiro y respeto tanto profesional como en su persona, gracias por sus críticas siempre en pro de hacer las cosas lo mejor posible, por sus consejos y palabras de ánimo,

pues fue este un periodo con tiempos difíciles, de transición personal; por todo, gracias.

Dra. Liliana Saldivar Osorio, por su constante disposición para apoyar en la medida de lo posible, para la adquisición de material bibliográfico, por sus críticas, consejos y tan útiles sugerencias, pues con su personalidad apacible proyecta siempre tranquilidad, mil gracias.

Al igual que en cada trabajo multidisciplinario, en la realización del presente figuraron diferentes personas, acordes a cada etapa. Dichas personas están adscritas al Instituto de Ciencias del Mar, Unidad Académica Mazatlán se les agradece profundamente la valiosa ayuda brindada:

M.C. Sergio Rendón Rodríguez, por el apoyo en cuanto al muestreo del material biológico, objeto de este estudio y la identificación de las diferentes especies de crustáceos, laboratorio de Biología de Crustáceos.

Dr. Felipe Amezcua Martínez, laboratorio de Ictiología; por su colaboración en la identificación de los especímenes de peces recolectados.

Quím. Humberto Bojórquez Leyva, por su amplio e invaluable apoyo técnico en el uso de instrumentos de medición de material procesado, por sus comentarios y consejos, por su disponibilidad de tiempo, siempre presto a colaborar, por ser buen amigo, por su calidez humana.

Ing. Alberto Castro del Río, por su disposición para auxiliarme en las actividades relacionadas con el análisis granulométrico en el material sedimentario.

Ing. Leonor Trip Quezada, por su apoyo en la preparación de materiales para la realización de análisis experimentales propios de este proyecto.

L.S.C.A. Pedro Allende y Sra. Maria Clara Ramírez Jáuregui, de la biblioteca “Ma. Elena Caso Muñoz” del ICMYL, Unidad Académica Mazatlán, por todo el apoyo brindado en búsqueda, localización y recopilación de material bibliográfico.

Lic. Carlos Suárez, Mat. Germán Ramírez y Lic. Herlinda Rojas, por las facilidades y disposición para laborar en el centro de cómputo, así como la asesoría otorgada en materia de programas computacionales.

Lic. Victoria Montes Montes, por su siempre dispuesta actitud de servicio en el área de Mapoteca; paciencia en la búsqueda de la información mas precisa, sugerencias y facilidades para la consulta del material requerido.

Magaly Cordero Ruiz, por su expedita colaboración en lo referente a realización de los trámites administrativos que en cada etapa de mis estudios fueron necesarios.

Al cuerpo de vigilancia, por las facilidades y atención siempre prestada en mi entrada y salida del instituto.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, muy en especial al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, que tuvo a bien aceptarme y cobijarme como un estudiante más, es para mi un orgullo haber estado entre sus filas.

Mauricio, Jaritzin, Pablo, muchas gracias por su amistad, por las charlas y los buenos momentos compartidos y por la importante asistencia para el procesamiento del material biológico.

A cada persona que de diferente manera ha dejado huella en mi vida durante esta etapa y con el transcurrir del tiempo me han hecho parte de sus vidas mismas.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
1. Introducción	1
1.1 Generalidades de los metales pesados	3
1.2 Historia de la minería en México	5
1.3 Metales pesados en sedimento	8
1.3.1 El tipo de sedimento y tamaño de grano.....	9
1.3.2 Las condiciones de oxidación	9
1.3.3 Potencial de hidrógeno (pH)	10
1.3.4 El contenido de materia orgánica.....	11
1.4 Acumulación de metales pesados en organismos	12
1.4.1 Los peces como fuente de alimentación humana	13
1.5 Hidrología.....	14
2. Antecedentes.....	16
2.1 Estudios realizados a nivel mundial	16
2.2 Estudios realizados en México.....	19
3. Hipótesis	22
4. Objetivos.....	23
3.1 Objetivo general	23
3.2 Objetivos particulares.....	23
5. Área de estudio.....	24
5.1 Localización	24
5.2 Clima e hidrología	24
5.3 Actividad minera de la zona	24
6. Metodología.....	30

6.1 Muestreo	30
6.2 Identificación taxonómica de organismos (crustáceos y peces)	30
6.3 Medición de peso y talla de los organismos.....	32
6.4 Procesamiento de las muestras.....	32
6.5 Análisis de los metales pesados y control de calidad	33
6.6 Procesamiento de datos	34
6.7 Análisis estadístico	35
7. Resultados y discusión	37
7.1 Descripción de los organismos estudiados	37
7.2 Niveles de Cd, Cr, Hg y Pb en los grupos de organismos estudiados durante la temporada de estiaje y lluvias.....	39
7.2.1 Peces	39
7.2.2 Crustáceos.....	41
7.3 Comparación de las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en la biota de una misma especie, recolectada en época de estiaje y lluvias en el río Baluarte.....	43
7.3.1 Peces	43
7.3.2 Crustáceos.....	46
7.4 Comparación espacial de las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en peces y crustáceos de una misma época y especie, de diferentes sitios	47
7.5 Factores de Acumulación Biota-Sedimento (FABS) de Cd, Cr, Hg y Pb en los organismos con respecto a los sedimentos superficiales.....	58

7.5.1 Época de estiaje	58
7.5.2 Época de lluvias	60
7.6 Niveles de Cd, Cr, Hg y Pb en los sedimentos superficiales de los sitios de estudio durante las temporadas de estiaje y lluvias.....	65
8. Conclusiones	72
9. Literatura citada.....	74

INDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1.1 Distribución geográfica de los principales distritos mineros y compañías que los explotan, en México	6
1.2 Uso del mercurio en extracción mineral para el amalgamiento y su movilización entre los diferentes reservorios ambientales	7
1.3 Influencia de las condiciones Eh-pH en el comportamiento químico del Pb en ambientes de agua dulce y marina, en presencia de carbonatos (izquierda) y de carbonatos y azufre (derecha)	10
1.4 Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales y oxianiones metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo	11
1.5 Distribución geográfica de los 11 ríos con que cuenta el estado de Sinaloa, ocupando el Río Baluarte el tercer lugar estatal en escurrimiento	15
5.1.1 Localización geográfica de la zona de estudio y distribución de los sitios de muestreo. Así mismo se indica la ubicación de las 3 principales minas (a: Pánuco, b: Plomosas y c: Rosario)	25
7.1.1 Morfología de las seis especies de peces recolectados durante el presente estudio. Modificado de Harrison y Hoves (1991).	38
7.1.2 Morfología de las cuatro especies de crustáceos recolectados y analizados durante el presente estudio. Modificado de Chace <i>et al.</i> (1969)	39
7.2.1.1 Concentraciones promedio de Cd, Cr, Hg y Pb de la totalidad de especies de peces analizados en épocas de estiaje y lluvias.....	40

INDICE DE FIGURAS (Continuación)

7.2.2.1 Concentraciones de metales pesados en la totalidad de especies de crustáceos en épocas de estiaje y de lluvias	42
7.3.1.1 Comparación de las concentraciones de metales pesados en época de lluvias con respecto a estiaje, encontradas en el pez <i>Guavina guavina</i> recolectada en diferentes sitios	44
7.3.1.2 Comparación de las concentraciones de metales pesados en época de lluvias con respecto a estiaje, encontradas en el pez <i>Oreochromis sp</i> , proveniente de diferentes sitios	45
7.3.2.1 Comparación de las concentraciones de metales pesados en época de lluvias con respecto a estiaje, encontradas en el pez <i>Oreochromis sp</i>	47
7.4.1 Concentraciones de metales pesados encontradas en el pez <i>Agonostomus monticola</i> en Chupaderos y Sta. María, en época de lluvias.....	48
7.4.2 Comparación de las concentraciones de metales pesados encontradas en el pez <i>Oreochromis urolepis</i> recolectados en Chupaderos y Sta. Maria, en época de lluvias.....	49
7.4.3 Comparativo de las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en, en la especie <i>Guavina guavina</i> recolectados en Chupaderos y El Sombrero, en época de lluvias	50
7.4.4 Concentraciones de metales pesados en especímenes de <i>Oreochromis urolepis</i> , recolectados en Chupaderos y Las Juntas, en época de estiaje.....	51

INDICE DE FIGURAS (Continuación)

7.4.5 Concentraciones de metales pesados en peces de la especie <i>Agonostomus monticola</i> recolectados en Chupaderos, Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Hda. El Tamarindo, recolectados en época de estiaje	52
7.4.6 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en peces de la especie <i>Mugil curema</i> , recolectados en 2 sitios de muestreo, en época de estiaje.....	53
7.4.7 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en especímenes de <i>Macrobrachium digueti</i> , muestreado en Chupaderos, Sta. María, La Batanga y Las Juntas, en época de estiaje	54
7.4.8 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en crustáceos de la especie <i>Atya sp.</i> , recolectados en Chupaderos y Hda. El Tamarindo, en época de estiaje	55
7.4.9 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en crustáceos de la especie <i>Macrobrachium americanum</i> , recolectados en Chupaderos y La Batanga, en época de estiaje.....	56
7.4.10 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en crustáceos de la especie <i>Macrobrachium occidentale</i> , recolectados en Sta. María, La Batanga, Las Juntas, Hda. El Tamarindo y Nieblas, en época de estiaje	57
7.4.11 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Nieblas, en época de estiaje (A, B, C y D indican la distribución de los cuatro sitios comparados en orden descendente de la Sierra hacia la costa)	58
7.4.12 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en Sta. María, La Batanga y Las Juntas, en época de lluvias (A, B y C indican solamente la distribución de	

INDICE DE FIGURAS (Continuación)

los tres sitios comparados en orden descendente de la Sierra hacia la costa)	59
7.6.1 Concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de la cuenca del Río Baluarte, Sinaloa, en los 9 sitios muestreados en época de estiaje	66
7.6.2 Concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de la cuenca del Río Baluarte, Sinaloa, en los 6 sitios muestreados en época de lluvias	67

INDICE DE TABLAS

Tabla	Página
1.1 Límites máximos permisibles de metales pesados en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.....	13
1.2 Límites máximos permisibles de metales pesados en productos de la pesca destinados para consumo humano	14
5.1 Producción anual de diferentes metales, en el estado de Sinaloa, para el año 2000.....	27
5.2 Cantidades resumidas de producción anual para diferentes metales, para el estado de Sinaloa, año 2001	27
5.3 Resumen de cantidades producidas anualmente para diferentes metales, principales municipios productores, en el estado de Sinaloa, año 2005.....	28
5.4 Resumen de cantidades de oro producidas anualmente del periodo Enero del 2002-Febrero del 2007	28
5.5 Títulos de concesión minera destinados a exploración y explotación expedidos durante el mes de agosto del 2006, estado de Sinaloa, municipio, El Rosario	29
6.1.1 Total de muestras de organismos (peces y crustáceos) y sedimentos superficiales recolectados en este estudio en distintos sitios, en época de estiaje y lluvias.	31
6.5.1 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en los materiales de referencia utilizados.....	34

7.1.1 Especie, familia, hábitos alimenticios y biometría de los peces recolectados y estudiados en el presente trabajo (Harrison et al. 1991)	37
7.1.2 Especie, familia, hábitos alimenticios y biometría de los crustáceos recolectados y estudiados	38
7.5.1.1 FABS de los organismos (peces y crustáceos) con respecto a los sedimentos superficiales, en la temporada de estiaje	60
7.5.2.1 FABS de los organismos (peces y crustáceos) con respecto a los sedimentos superficiales, en la temporada de lluvias... ..	61
7.5.3 Estudios realizados en tejido muscular de diversas especies de peces y crustáceos recolectados en diferentes ríos del mundo; influenciados directamente por actividades mineras	64
7.6.1 Factor de Enriquecimiento de los metales analizados (Cd, Cr, Hg y Pb) en los sedimentos superficiales estudiados.....	68
7.6.2 Coeficientes de Correlación entre los metales analizados (Cd, Cr, Hg y Pb), la materia orgánica y el tamaño de grano de los sedimentos superficiales estudiados.....	68
7.6.3 Estudios realizados en sedimentos superficiales de distintos ríos del mundo, situados en áreas influenciadas directamente por actividades mineras.....	71

TESIS DE MAESTRÍA

“DIAGNÓSTICO DE LA CONTAMINACIÓN POR CD, CR, HG Y PB EN DIVERSOS SITIOS DE LA CUENCA DEL RÍO BALUARTE, SINALOA”.

MISAEEL ZAVA NEVÁREZ

RESUMEN

La zona minera objeto del presente estudio, ha sido de exploración y explotación mineral (principalmente de Pb) durante más de tres siglos, se localiza en los márgenes del río Baluarte, México y comprende una extensión territorial inferior a 1900 km². Este río ocupa el tercer lugar estatal en escurrimiento, con un promedio anual de 1519.3 millones de m³, desembocando en el Océano Pacífico.

Se extrajeron muestras de peces (*Agonostomus monticola*, *Guavina guavina*, *Mugil curema*, *Gobiesot fluviatilis*, *Oreochromis urolepis* y *Oreochromis sp*), crustáceos (*Macrobrachium americanum*, *Macrobrachium digueti*, *Macrobrachium occidentale* y *Atya sp*) y sedimentos superficiales en época de estiaje y lluvias, posteriormente, los organismos y sedimentos fueron liofilizados, molidos y digeridos con ácidos concentrados. Las lecturas de metales pesados (Cd, Cr, Hg y Pb) se hicieron por espectrofotometría de absorción atómica; el Cd y Pb (organismos y sedimentos) se hizo por horno de grafito, el Cr por flama y el Hg por generación de vapor frío.

Estadísticamente no se encontró diferencia significativa ($p < 0.05$) en las concentraciones de metales pesados en peces y crustáceos, sin embargo, tanto en estiaje como en lluvias, el metal mas abundante fue el Pb. Solo se presentó acumulación de Hg: en *Guavina guavina*, (El Sombrero y Chupaderos), *Agonostomus monticola* (Chupaderos, La Batanga, Las Juntas, Hda. El Tamarindo y Sta. María), *Oreochromis urolepis* (Chupaderos y Sta. María), *Gobiesot fluviatilis* (Chupaderos) y *Mugil curema* (Hda. El Tamarindo). El pez *Agonostomus monticola* fue el principal bioacumulador de Hg. Con respecto a crustáceos sólo se presentó bioacumulación de Hg en *Macrobrachium americanum* (El Sombrero). En los sedimentos, sólo el Cd presentó un enriquecimiento con respecto a los valores naturales tomados como referencia, no obstante y de acuerdo al criterio de contaminación considerado en este estudio, no hay contaminación ($FE < 2$) significativa en la zona de estudio.

ABSTRACT

The mining area subject of this study was mineral exploration and exploitation (mainly Pb) for last three centuries, is located in the Baluarte river margins, México includes a territorial extension less than 1900 km². This river deals state ranks third in the runoff, with an annual average of 1519.3 million m³, resulting in the Pacific Ocean.

We extracted samples of fish (*Agonostomus monticola*, *Guavina guavina*, *Mugil curema*, *Gobiesot fluviatilis*, *Oreochromis urolepis* and *Oreochromis sp*), crustacean (*Macrobrachium americanum*, *Macrobrachium digueti*, *Macrobrachium occidentale* and *Atya sp*) and surface sediments in drought and rain, then the organisms and sediments were freeze-dried, ground and digested with concentrates acidic. The heavy metals readings (Cd, Cr, Hg and Pb) were made by absorption atomic spectrophotometry, the Cd and Pb (organisms and sediments) were done by graphite furnace, the flame for Cr and Hg by cold steam generation.

Statisticaly not found significant difference ($p < 0.05$) in heavy metals concentrations in fish and crustacean, however, both drought and rain the metal was the most abundant Pb. Only appear accumulation of Hg in *Guavina guavina*, (El Sombrero and Chupaderos) *Agonostomus monticola* (Chupaderos, La Batanga, Las Juntas, Hda. El Tamarindo and Sta. María) *Oreochromis urolepis* (Chupaderos and Sta. María) *Gobiesot fluviatilis* (Chupaderos) and *Mugil curema* (Hda. El Tamarindo). The fish *Agonostomus monticola* was the most bioaccumulator Hg. With crustaceans respect single is present bioacumulation Hg in *Macrobrachium americanum* (El Sombrero). In sediments Cd single present enrichment with respect to natural values taken as reference, however, and according to pollution criterion considered in this study, no pollution ($EF < 2$) significant in the study area.

Capítulo 1
INTRODUCCIÓN

Introducción

Metales pesados es un término generalizado aplicado al grupo de elementos que, de acuerdo a la tabla periódica, se identifican como metales y metaloides y que a su vez poseen características similares entre sí como la de presentar una densidad superior a 5 g/cm^3 . Este término se ha utilizado para elementos como Ag, Cr, Cd, Co, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn, entre otros. Debido a su persistencia en el ambiente y principalmente, a sus efectos tóxicos, estos elementos se asocian con problemas de contaminación (Osuna-López *et al.*, 1989).

Las formas químicas en que los metales pueden encontrarse en las aguas naturales son muy diversas, incluyendo iones libres, complejos tanto orgánicos como inorgánicos, metales adsorbidos en material coloidal o simplemente particulado fino, quizá coprecipitado con óxidos de hierro y manganeso (Abdullah *et al.*, 1976). La forma química de un metal en el medio acuoso dependerá, tanto de las propiedades químicas del metal individual, como de la composición química, biológica y fisicoquímica de las aguas circundantes (Engel *et al.*, 1981).

Algunos metales pesados, como el Fe, Cu, Zn, son necesarios para determinados procesos biológicos (elementos esenciales). El problema surge cuando estos elementos se encuentran en concentraciones excesivamente elevadas para los organismos. A veces, estos elementos pueden constituirse como sustancias con efectos tóxicos incluso a bajas concentraciones, ya que por ejemplo, un metal no esencial como el Cd puede sustituir a uno esencial como el Zn por su similitud química en una ruta metabólica y conseguir bloquearla. Es importante señalar que la severidad de los daños causados está en función del tiempo de exposición, de la concentración del elemento, la forma química en que se presente y las condiciones ambientales circundantes como temperatura, pH, salinidad y Eh, entre otras (Rainbow, 1985).

Algunos metales pesados pueden ser absorbidos en altas concentraciones por la biota. El arsénico, plomo, mercurio, níquel, cromo, zinc, cadmio, entre otros, son los metales que se muestran como los más tóxicos para los organismos. Esta toxicidad puede afectar a organismos de niveles superiores de la cadena alimenticia, tanto por ingesta directa como por una potencial transmisión a través de la trama trófica (Adam, 1990).

A partir del siglo XX, hasta hoy en día, los metales pesados se han convertido en un tema de gran interés, pues ocupan un papel importante en relación con las actividades que realiza el hombre. En la actualidad, las actividades que van desde la extracción de los metales hasta la elaboración de productos terminados han generado productos de desecho; mismos que aunque han seguido diversas rutas; han tenido un destino común: el ambiente; alcanzando niveles que, en muchos casos, sobrepasan la capacidad de recuperación de los ecosistemas afectados. A nivel mundial, comúnmente las actividades antropogénicas que generan y aportan este tipo de sustancias al ambiente, han sobrepasado en gran manera las cantidades aportadas por procesos naturales, consecuentemente afectando a los ecosistemas y a la biota, incluyendo desde luego al hombre (Obbard, 2001, Nriagu y Pacyna, 1998). Debido a las características de estas sustancias, como su toxicidad, se han constituido en un riesgo potencial para las formas de vida en la esfera terrestre.

Entre las principales fuentes de metales pesados están las naturales: intemperismo geológico, excreciones humanas y de animales; y las antropogénicas: industria minera y metalúrgica, utilización de metales en diversas industrias (producción de fertilizantes, textil) y lixiviación de desechos sólidos (Forstner y Wittman, 1979). Según estimaciones realizadas por Nriagu y Pacyna (1998), el aporte de plomo por la industria minera y metalúrgica al ambiente (atmósfera, hidrósfera y suelos) representa aproximadamente el 35% de la cantidad total vertida. De la misma manera, la contribución de mercurio a los ecosistemas a través de su extracción, o de manera indirecta, de los procesos

metalúrgicos para la recuperación de otros elementos como Ag y Au, ha sido considerable a lo largo de la historia mundial. Camargo (2002) menciona que las minas de plata de Hispanoamérica (incluidas las de México) que operaron durante el periodo comprendido entre los años 1570 y 1820 emitieron a la atmósfera un promedio de 351 toneladas de Hg por año.

1.1 Generalidades de los metales pesados

El cadmio se encuentra en la naturaleza asociado a muchos minerales y es otro de los elementos químicos de los cuales se desconoce su función biológica. Las actividades humanas lo han liberado al ambiente al fundir metales como el zinc, plomo y cobre. En el agua dulce se encuentra como ión libre, y su solubilidad está influida por la dureza, el pH, los complejos solubles y sus sulfuros coloidales. En este medio, el cadmio se une a la materia particulada; si el agua dulce penetra en estuarios y aguas costeras, este elemento se precipita a los sedimentos y ahí se inmoviliza, pero puede volver a la columna de agua por diversos mecanismos ya sea geoquímicos o físicos (Chang *et al.*, 1996). En medio ácido, el cadmio se presenta abundantemente como cationes (Cd^{2+}) y puede ser adsorbido en diferentes proporciones por diversos sustratos adsorbentes (Sanchez-García *et al.*, 1999). Las propiedades tóxicas del cadmio son bien conocidas por causar alteraciones en los organismos después de una exposición prolongada. Este elemento penetra en el organismo por ingestión, al igual que para el caso del mercurio. De igual forma, la eliminación de este metal de las aguas tanto fluviales como marinas está condicionada por la presencia de materia orgánica en suspensión que al cabo de cierto tiempo sedimenta arrastrando el metal al fondo (Nordberg, 1978). Además puede presentar sinergia con otras sustancias, aumentando así su toxicidad (Moffet *et al.*, 1997).

Al igual que otros metales pesados, el cromo proviene de los efluentes de fábricas de acero y papel, cemento, curtido de pieles, actividad minera y erosión de depósitos naturales. Además, el uso de lodos de aguas negras o de fertilizantes

con diferentes concentraciones del catión, en algunas prácticas agronómicas, son otros de los factores contribuyentes a la contaminación ambiental por el metal. El cromo se presenta comúnmente en las formas trivalente y hexavalente. Bajo ciertas condiciones químicas, el cromo puede cambiar de una forma a la otra (ATSDR, 2003). Sin embargo, el cromo también se encuentra presente en agua y suelo como óxido de cromo, sulfato de cromo, trióxido de cromo, ácido crómico y dicromato (Zouboulis *et al.*, 1995). Pese a que el cromo es un elemento esencial para hombres y animales, niveles elevados de este metal (15 mg/L en agua de ríos y 0.10 mg /L en agua potable) resultan tóxicos y mutagénicos en estos seres vivos (Viti *et al.*, 2003).

El plomo, es otro de los elementos que carecen de función biológica, pero con un potencial tóxico y persistencia ambiental bien definidos, al igual que otros elementos traza se encuentra asociado en un gran número de minerales; la forma más común y estable del Pb es la galena (PbS), otras formas químicas importantes son la cerusita (PbCO₃), la crocoísa (PbCrO₄) y la piromorfita (Pb₅(PO₄)₃Cl) (Barbour y Shaw, 2000). El plomo es considerado uno de los contaminantes ecotoxicológicos de mayor importancia (Komarnicki, 2000).

En la actualidad, no se conoce función biológica alguna del mercurio; sin embargo, su forma química más tóxica y que reviste mayor peligro es el metilmercurio ya que, debido a su capacidad de disolverse en los lípidos, se acumula en el sistema nervioso e hígado de los animales superiores. El metilmercurio interacciona con los grupos S-H y S-S de los enzimas, distorsionando el metabolismo celular. Los demás compuestos del mercurio (inorgánicos) son químicamente inestables y se descomponen rápidamente en Hg inorgánico (Wood *et al.*, 1968). En la metilación del mercurio inorgánico por bacterias tiene un papel decisivo la vitamina B12 a través de la siguiente reacción:



Vonk y Kaars (1973) encontraron que numerosas bacterias como *Pseudomonas fluorescens*, *Mycobacterium pblei*, *Klebsiella pneumoniae*, *Bacillus megaterium* y *Escherichia coli*, así como los hongos *Aspergillus niger* y *Saccharomyces cerevisiae* pueden formar metilmercurio a partir de Cl_2Hg en condiciones aerobias; *K. pneumoniae* y *E. coli* también tienen esta capacidad en medio anaerobio, así como varias bacterias anaerobias estrictas como *Clostridium cochlearum* (Yamada y Tonomura, 1972). Rogers (1977) demostró la metilación abiótica en el suelo, esto debido a factores no muy bien conocidos, posiblemente ácidos fúlvicos; metilación que se incrementa al aumentar la temperatura y llevándose a cabo con un pH óptimo de 5.5.

Todas las formas del mercurio en presencia de agua se transforman en Hg^{2+} en reacción con O_2 o en ausencia del mismo (Yamada y Tonomura, 1972). Además, existe Hg^{2+} aportado por el ciclo del agua. Por otra parte, las especies oxidadas de mercurio se reducen a Hg^0 , por la acción de bacterias pseudomonas en un proceso anaeróbico, y se sedimenta.

Una vez incorporados al ambiente, los metales pesados en los cuerpos de agua son transportados preferencialmente en el material particulado; en función de su comportamiento físico-químico. Cuando las partículas están depositadas, constituyen un reservorio que es potencialmente contaminante para la biota. El hecho de que estos metales tóxicos se encuentren por lo general en los sedimentos, hace que el análisis de la fracción fácilmente movilizable o biodisponible de este medio pueda utilizarse como indicador para detectar la contaminación ambiental, originada por la actividad humana (APHA, 1989).

1.2 Historia de la minería en México

En la época prehispánica; aunque de manera muy artesanal, se practicaba la actividad minera principalmente en zonas que actualmente comprenden Taxco, Guerrero; la Cuenca del Río Balsas, la sierra de Querétaro, Oaxaca y Chiapas. En el transcurso del siglo XIX, mientras se daba el auge en la explotación mineral, las exploraciones en busca de metales preciosos se fueron desplazando al norte y

centro del país, fundándose ciudades como Durango, Chihuahua, Guanajuato, Saltillo, San Luís Potosí y Zacatecas (CAMIMEX, 2005).

Hasta 1993, las entidades más importantes en esta actividad fueron, por orden de importancia y según su volumen de producción conjunta (oro, plata, cobre, plomo y zinc): Coahuila, Baja California Sur, Colima, Michoacán y Zacatecas, que produjeron alrededor de 85% del volumen de la producción nacional. Así, 10 minerales, entre metálicos y no metálicos (Figura 1.1), representaban 91.2% del valor de la producción nacional, y 18 minerales de los casi 50 que se explotan en México, se ubicaban en una posición destacada, al estar entre los diez primeros lugares de la producción mundial (INEGI, 2005).



Figura 1.1.- Distribución geográfica de los principales distritos mineros y compañías que los explotan, en México (CAMIMEX, 2005).

Como se mencionó anteriormente, la minería se remonta a épocas anteriores a la precolombina, cuando se utilizaban métodos de extracción mineral altamente artesanales y rudimentarios. La minería de superficie o a cielo abierto, es la categoría en que se encuentran la gran mayoría de las minas del mundo y generalmente se desarrolla en márgenes de cuencas hidrológicas; pues para el

proceso de lavado del material extraído es indispensable la utilización de agua (Pérez- Herrero, 1989). Existen además otros métodos como la minería de perforación y submarina. Sin embargo, todos estos métodos comparten una característica; remover grandes cantidades de material terrígeno para recuperar pequeñas cantidades del elemento deseado. En la Figura 1.2 se muestra el ciclo del mercurio en extracciones mineras y la manera en que se presenta su movilidad, partiendo de su uso en la extracción mineral y su depositación en los diferentes compartimientos ambientales.

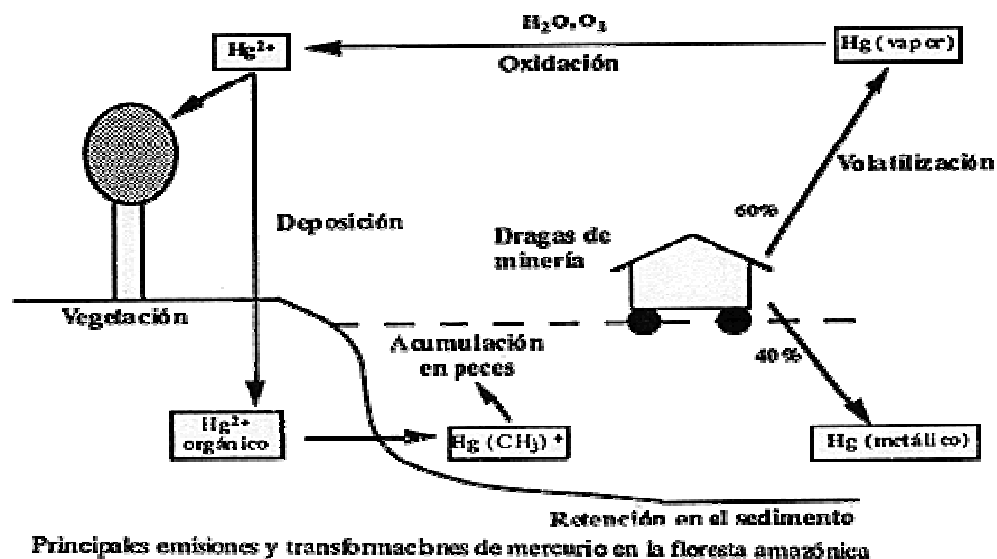


Figura 1.2. Uso del mercurio en extracción mineral para el amalgamiento y su movilización entre los diferentes reservorios ambientales (Galváo y Corey, 1987).

El drenaje ácido de la minería es conocido como una mezcla de materiales de desecho de esta actividad, que han sido acumulados. Estos materiales implican consecuencias ambientales significativas; pues en su composición abundan sustancias tóxicas (Hg, Cr, Pb, Cd, por citar algunos) que son incorporados a diferentes compartimentos ecológicos; afectando particularmente a delicados y altamente vulnerables ecosistemas acuáticos. Cuando los productos de estos

ecosistemas son explotados para consumo del hombre, se constituyen en riesgo potencial para éste (Bowen, 1979).

1.3 Metales pesados en sedimento

A la fecha, la mayoría de los datos existentes relativos a los patrones de distribución de sedimentos en aguas continentales, se ha basado en el análisis de la distribución del tamaño de grano de los sedimentos (Shideler, 1978). Para estos estudios se han realizado mediciones granulométricas; sin embargo, la interpretación de los datos texturales se ha basado en la suposición de que la textura se vuelve más fina al aumentar la distancia a la fuente de origen de contaminación, y de que cada componente de la muestra está homogéneamente distribuido en el sedimento; circunstancias no siempre ciertas. Aun cuando el análisis textural permite tener una idea de la distribución geográfica de los sedimentos en la columna de agua, en dicha distribución pueden intervenir factores como: turbidez, corrientes, relieve, entre otras (Carranza *et al.*, 1986).

Frecuentemente, se han utilizado muestras de sedimentos para conocer el comportamiento de los índices de contaminación por metales pesados en diferente tiempo y espacio o bien, un mismo espacio a diferentes tiempos. El mayor problema que presenta el uso de muestras de sedimentos es que éstas no proporcionan una estimación directa de los metales pesados que se encuentren disponibles para la biota (Bryan y Hummerstone, 1977), pues pueden estar en una forma química no disponibles para los organismos, y por tanto, no son capaces de absorberlos. La capacidad de incorporación de los metales pesados depende, principalmente, de las características intrínsecas del organismo y de la proporción de metal que se halle en forma biodisponible (Phillips y Rainbow, 1993; Rainbow, 1996). En los últimos años, han surgido un gran número de técnicas analíticas que hacen posible caracterizar a los sedimentos con respecto a la forma en que los metales se asocian a éstos. Se ha encontrado la capacidad de intercambio catiónico de algunos minerales, la fracción del metal "fácilmente reducible", entre otras.

Para la mayoría de los metales pesados, la textura del sustrato, el potencial redox, el pH, el contenido de la materia orgánica son los factores dominantes que determinan su movilidad y biodisponibilidad (Beefink *et al.*, 1982). De tal forma, una disminución de pH y potencial redox favorece la disponibilidad de hierro y manganeso soluble e intercambiable, mientras que un incremento del pH, causaría la precipitación de los metales como sulfuros insolubles, que se inmovilizarían e irían acumulando gradualmente en el sedimento (Lacerda y Abrao, 1984).

1.3.1 El tipo de sedimento y tamaño del grano.

La arcilla tiende a adsorber a los metales pesados que se encuentran suspendidos en la columna de agua adyacente, debido a su gran área superficial (Horowitz, 1991). En caso contrario, los suelos arenosos dificultan en gran manera la fijación de los metales pesados, de tal manera que el tamaño de grano ejerce una influencia directa sobre el contenido de metales en el sedimento. Cada especie mineral tiene valores determinados de superficie específica y descompensación eléctrica. Ambas características son las responsables del poder de adsorción de estos minerales. La capacidad de cambio de cationes es mínima para los minerales del grupo de la caolinita, baja para las micas, alta para las esmectitas y máxima para las vermiculitas (Horowitz y Elrick, 1988).

1.3.2 Las condiciones de oxidación.

El potencial de oxidación-reducción juega un papel determinante para que los metales se encuentren en estado reducido u oxidado. Los diagramas Eh-pH se utilizan para mostrar la estabilidad y/o movilidad de metales pesados y sus componentes en distintas condiciones ambientales (Plant y Raiswell 1983).

En ambientes reductores el Fe^{3+} se transforma en Fe^{2+} , el cual es más soluble, incrementando su disponibilidad; pero en ambientes más reducidos, el Fe^{2+} se combina con el S^{2-} , formándose el mineral pirita, lo que disminuye su disponibilidad. Cuando los suelos y sedimentos contienen cantidades significantes de pirita y altas concentraciones de O_2 (aumento del Eh), el S^{2-} se oxida a SO_4

liberando, por una parte ión Fe^{2+} , y por otro lado cantidades de H_2SO_4 , consiguientemente el suelo se acidifica fuertemente y los metales se solubilizan (Plant y Raiswell 1983).

En el caso del Pb, la fase estable dominante es PbCO_3 , (Figura 1.3) cuya inestabilidad aumenta al disminuir el pH. A bajo pH, el PbCO_3 tiene un elevado grado de solubilidad y en presencia de aguas superficiales, produce altas concentraciones de Pb en el medio acuoso. Por otro lado, en condiciones reductoras y si existe azufre en el ambiente la fase estable es PbS que al aumentar el Eh producirá PbSO_4 , $\text{PbS}+\text{S}$ (Salomons, 1993).

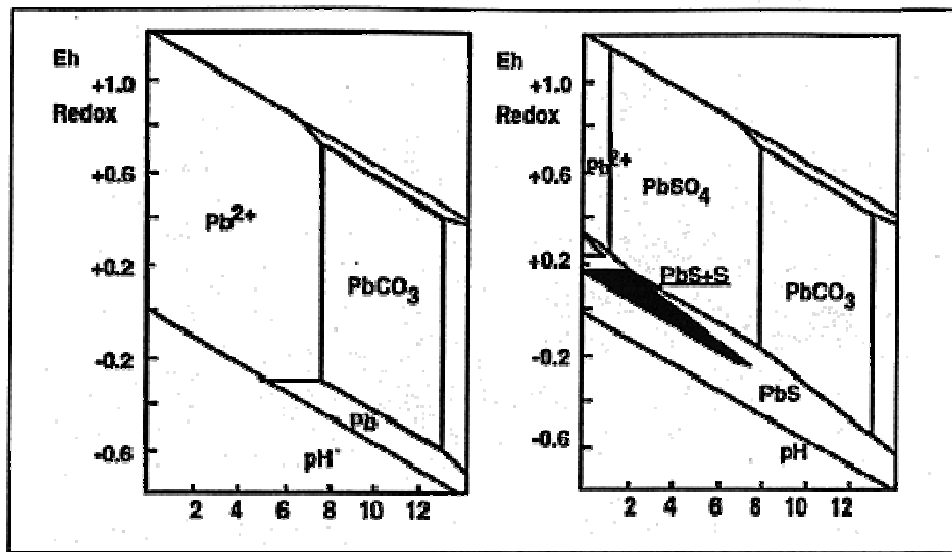


Figura 1.3.- Influencia de las condiciones Eh-pH en el comportamiento químico del Pb en ambientes de agua dulce y marina, en presencia de carbonatos (izquierda) y de carbonatos y azufre (derecha) (Salomons, 1993).

1.3.3 Potencial de hidrógeno (pH).

Para la mayoría de los metales pesados es un factor esencial, debido a que los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido. Una disminución en el pH favorece la disponibilidad del Fe que pudiera ser intercambiable, mientras que un aumento en el potencial de hidrógeno favorece la precipitación como sulfuros

insolubles que posteriormente se inmovilizan y se acumulan en el sedimento (Lacerda y Abrao, 1984; Otte, 1991).

En un trabajo realizado por Yanai *et al.* (2005), en el Reino Unido, se cuantificaron los efectos de las características de los suelos sobre la absorción del Cd por la planta hiperacumuladora *Thlaspi caerulescens*, utilizada en la fitoremediación, realizado sobre 12 diferentes tipos de suelo contaminado con 3 diferentes concentraciones de Cd; estos suelos estuvieron a diferentes pH (4.4, 5.1, 6.1 y 7.6, respectivamente). Esta especie fitorremediadora fue cultivada bajo diferentes condiciones de crecimiento para evaluar la cantidad de biomasa desarrollada, obteniéndose la mayor concentración de Cd absorbido ($314.8 \mu\text{g g}^{-1}$) a un pH relativamente alto (6.6) y una textura mediana. Los resultados obtenidos muestran que el intervalo de pH más favorable se encuentra entre 5 y 6.

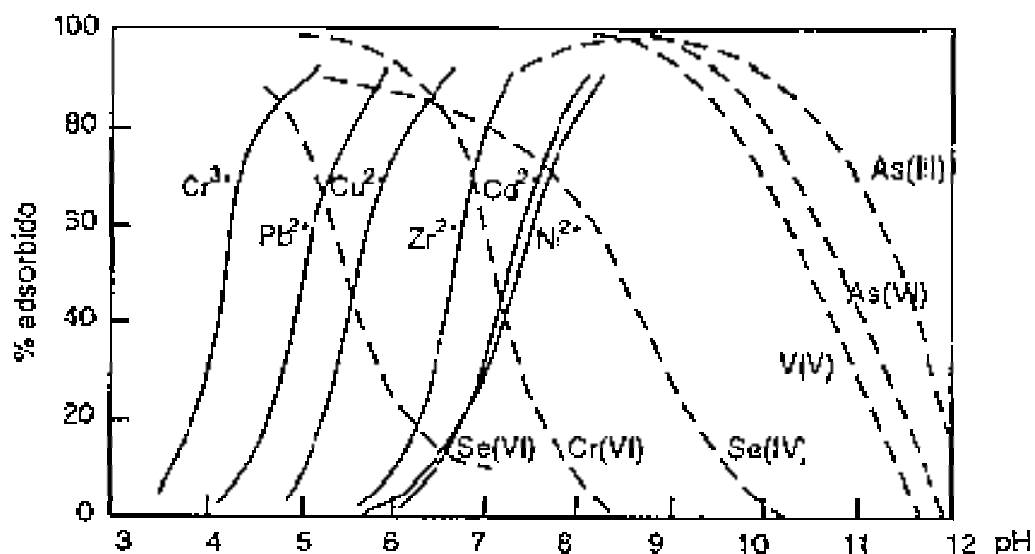


Figura 1.4.- Influencia del pH sobre la adsorción de algunos metales y oxianiones metálicos sobre hidróxidos de Fe amorfo (Manziona y Merrill 1989).

1.3.4 El contenido en materia orgánica

Al igual que otros componentes, la materia orgánica hidrofóbica tiene un transporte gobernado por su habilidad para interactuar con superficies (por su baja solubilidad), incrementa la toxicidad y biodisponibilidad de los metales pesados por formar complejos organometálicos, afectando directamente la forma química de los metales (Kabata Pendías y Pendías 1985). Además, cuando a la materia orgánica se encuentran adheridos óxidos, pueden ser biológicamente activos (Alloway, 1990).

1.4 Acumulación de metales pesados en los organismos

Una vez que los metales son aportados a los ecosistema serán acumulados por los organismos que ahí habitan, dependiendo de factores bióticos (especie, talla, sexo, edad, etc.) y abióticos (disponibilidad, forma química, condiciones climáticas, etc.). Algunos organismos pueden regular las concentraciones de metales presentes en sus tejidos (Metcalf-Smith *et al.*, 1996). Por ejemplo, los peces y crustáceos pueden excretar metales esenciales para su metabolismo (Cu, Zn, Fe), siempre y cuando éstos superen las dosis requeridas. Desafortunadamente, otros metales (no esenciales) tales como el mercurio o el cadmio son excretados con mayor dificultad. Las plantas acuáticas (algas) y los bivalvos (mejillones, ostras) no son capaces de regular con éxito las concentraciones de metales pesados, y de ahí puede derivarse una serie de problemas, por su potencial tóxico, especialmente por exposiciones a mercurio. Los efectos de este fenómeno se manifiestan en mayor medida en los niveles superiores de la trama trófica; en los depredadores superiores, incluyendo al hombre (Phillips y Rainbow, 1989).

La identificación taxonómica de las especies de organismos usadas en los estudios de biomonitoreo de los metales traza es de vital importancia, ya que las comparaciones entre organismos de diferentes especies deben tomarse con cautela, pues las diferencias taxonómicas implican diferencias en el metabolismo (Rainbow, 1985). En este sentido, es recomendable considerar las características fisiológicas y ecológicas, dieta y hábitos que comparten aquellos organismos de la misma especie (Phillips y Rainbow, 1993).

1.4.1 Los peces como fuente de alimentación humana

Los productos pesqueros contaminados con metales pesados (particularmente Hg) pueden constituir un aporte significativo de estos contaminantes vía alimenticia, debido a su consumo como fuente importante de proteínas. Se sabe que casi el 90% de los riesgos relacionados con el consumo de pescados en América del Norte se debe a la contaminación por mercurio, siendo en esta área del continente donde se genera la gran mayoría de los residuos tóxicos por la industria asentada en márgenes de ríos que vierten sus caudales ya sea en el Golfo de México, o bien, en el Océano Pacífico (De la Peña-Sobarzo, 2003). En este sentido, en nuestro país contamos con legislación vigente (Normas Oficiales Mexicanas) en materia de concentraciones máximas permitidas de metales pesados en efluentes residuales y bienes nacionales, de acuerdo al uso que se le da al agua de los cuerpos acuáticos receptores de estas descargas, (Tabla 1.1) y con normatividad vigente en materia de límites máximos permisibles de contenido de metales pesados en productos pesqueros destinados para el consumo humano, tal como se muestra en la Tabla 1.2.

Tabla 1.1 Límites máximos permisibles de metales pesados en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (NOM-001-ECOL-1996).

LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS																		
Parámetros (*)	Ríos						Embalses naturales y artificiales				Aguas costeras						Suelo	
	Uso de riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (B)		Uso en riego agrícola (A)	
	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D	P.M	P.D
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.05	0.1
Cromo	1	1.5	0.5	1	0.5	1	1	1.5	0.5	1	0.5	1	1	0.5	0.5	1	0.5	1
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4	5	10

(*) Medidos de manera total

P.D = Promedio Diario

P.M = Promedio Mensual

(A), (B) y (C) Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos

Tabla 1.2. Límites máximos permisibles de metales pesados en productos de la pesca destinados para consumo humano (NOM-129-SSA1-1995).

ESPECIFICACIONES	LIMITE MAXIMO (mg/kg)
Cadmio	0.5
Cromo	0.5
Mercurio	1.0
Mercurio (Como CH ₃ Hg)	0.5
Plomo	1.0

Norma Oficial Mexicana NOM-129-SSA1-1995

1.5 Hidrología

En nuestro país, contamos con cuencas hidrográficas de importantes caudales. De los 16 grandes ríos nacionales que desembocan en el Golfo de México, llevando basura, desechos químicos y residuos de plaguicidas y fertilizantes, destacan por su grado de toxicidad los siguientes: Bravo, Coatzacoalcos, Pánuco, Blanco y Usumacinta (Osuna-López *et al.*, 1989).

En el Océano Pacífico, desembocan ríos de importante caudal: Colorado, Sonora, Yaqui, Mayo, Fuerte, sistema Lerma-Santiago y Balsas. Aunque algunos de estos ríos no son de los más caudalosos de México, si son de gran extensión territorial (CNDM, 1988).

En lo que respecta al estado de Sinaloa, éste cuenta con importantes recursos hidrográficos (Figura 1.5). Las corrientes de aguas superficiales están constituidas por los siguientes ríos, siguiendo un orden Norte-Sur del estado: El Río Fuerte, siendo el de mayor escurrimiento del noroeste, Río Sinaloa, Río Mocorito, Río Culiacán (nace de la confluencia de los Ríos Humaya y Tamazula), siendo este el segundo lugar en escurrimiento, Río San Lorenzo, Río Piaxtla, Río Elota, Río Quelite, Río Presidio, Río Baluarte y Río Las Cañas. Todos estos ríos nacen en

las sierras de Chihuahua y Durango, atravesando el estado de Sinaloa en forma transversal, desembocando en el océano Pacífico (CNDM, 1988).

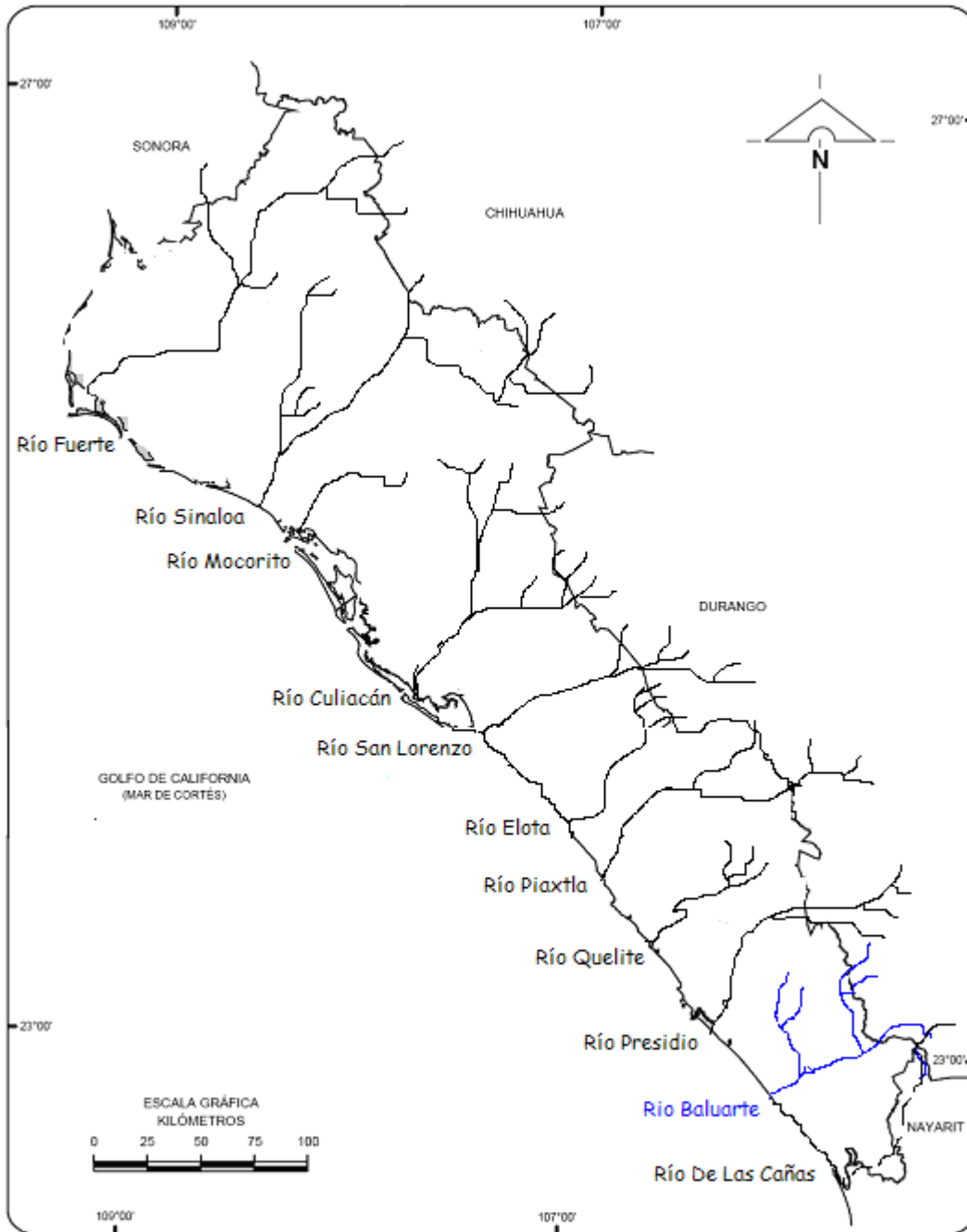


Figura 1.5.- Distribución geográfica de los 11 ríos con que cuenta el estado de Sinaloa, ocupando el Río Baluarte el tercer lugar estatal en escurrimiento (CNDM, 1988).

Capítulo 2

ANTECEDENTES

Antecedentes

Se ha reconocido a la actividad minera como una fuente antropogénica de contaminación por metales (Forstner y Wittman, 1979). Debido a la toxicidad de los metales pesados, la preocupación por cuantificar las concentraciones de estos elementos en zonas aledañas a distritos mineros se ha incrementado (Vazquez-Botello y Páez-Osuna 1986, Castilhos *et al.* 1998, Olivero *et al.* 1998, Hernandez-Peñalver *et al.* 1999, Bidone *et al.* 1997, Dos Santos *et al.* 2000, Souza-Lima *et al.* 2005, Mendoza-Amezquita *et al.* 2006, Ruelas-Inzunza *et al.* 2007).

Existen diversos estudios realizados en ecosistemas fluviales diferentes, pero con un fin común: evaluar las condiciones en las que se encuentran con referencia al contenido de metales pesados; aunque estos varíen en número y tipo de elementos entre un estudio y otro.

2.1 Estudios realizados a nivel mundial:

Bidone *et al.* (1997) midieron la concentración de mercurio en diversas especies de peces en la porción brasileña del Amazonas asociada a actividades mineras con la finalidad de evaluar el grado de exposición del hombre al mercurio a través del consumo de estos peces. De los organismos analizados, (183 especímenes recolectados), 27 presentaron niveles de mercurio mayores a $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en el músculo, que se considera como el nivel máximo permisible en pescado fresco para el consumo humano de acuerdo a la legislación de Brasil.

Olivero *et al.* (1998) midieron las concentraciones de mercurio total en el músculo de 11 especies de peces pertenecientes a distintos niveles tróficos, recolectados de 3 diferentes zonas pantanosas, aledañas a un área minera de extracción de oro, en el Noroeste de Colombia. Los resultados que obtuvieron mostraron que las concentraciones de mercurio más altas pertenecían a los especímenes de niveles tróficos superiores; reflejándose que está teniendo

lugar el proceso de biomagnificación. La concentración más alta de mercurio que se encontró fue de $1.236 \mu\text{g g}^{-1}$, superior al límite establecido ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$) por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1991). Los autores señalan que el consumo de pescado proveniente de esta región puede resultar en problemas de intoxicación para los consumidores.

En un trabajo realizado por Castilhos *et al.* (1998), en el Río Tapajós, estado de Pará, Brasil, se cuantificaron las concentraciones de mercurio en pescado (en total 541 especímenes de 22 especies diferentes; carnívoros y no carnívoros), para determinar el nivel de exposición humana a este elemento por el consumo de estos productos. Los especímenes analizados fueron recolectados de dos sitios diferentes; una zona influenciada directamente por la extracción de oro y otra conocida como no influenciada. Según los resultados obtenidos; los especímenes de la zona influenciada mostraron concentraciones de mercurio más altas ($0.69 \mu\text{g g}^{-1}$), sobrepasando al límite establecido por organismos internacionales (WHO, 1991). Por otro lado, la concentración máxima registrada de la zona no contaminada fue $0.454 \mu\text{g g}^{-1}$, ligeramente por debajo del límite permisible ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$).

Hernández-Peñalver *et al.* (1999), realizaron un estudio para determinar las fracciones biodisponibles de arsénico, cadmio, plomo y mercurio en los sedimentos superficiales de 10 ríos seleccionados, los cuales abastecen a comunidades de más de 5 000 habitantes en Cuba. En dicho estudio se detectaron concentraciones medianas de arsénico y cadmio biodisponibles (0.6 y $0.15 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) en los sedimentos de los ríos, mientras que las concentraciones medianas de plomo y mercurio fueron en todos los ríos inferiores a 15.0 y $0.15 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente.

Dos Santos *et al.* (2000) cuantificaron las concentraciones de mercurio total en peces recolectados de la cuenca del Río Tapajós, Brasil; los organismos fueron obtenidos directamente del mercado municipal. En total se estudiaron 6 especies; *Brachyplatystoma filamentosum*, *Brachyplatystoma falvicans*, *Pseudoplatystoma sp.*, *Plagisocion squamosissimus*, *Cichla sp.* En el 35 % de las muestras analizadas, las concentraciones de mercurio encontradas fueron

superiores al límite permisible: $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ (WHO, 1991), los autores atribuyen estos resultados a la intensa actividad de extracción de oro en la zona.

En un trabajo realizado por Domagalski (2001) en el río Sacramento, California, USA. Se detectaron elevadas concentraciones de Hg (hasta $0.45 \mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos provenientes de una zona aledaña a donde se utiliza este metal para la recuperación de oro, drenando los residuos al río.

Souza-Lima *et al.* (2005) midieron las concentraciones de mercurio y selenio en muestras de pescado recolectados de un lago artificial de Cachoeira do Piriá, Brasil. En total se estudiaron 10 especies diferentes, donde se encontraron variaciones en las concentraciones de ambos elementos, en los diferentes niveles tróficos a que pertenecen los especímenes analizados. Las concentraciones más altas de mercurio y selenio fueron de $0.882 \mu\text{g/g}$, y $3.08 \mu\text{g/g}$, respectivamente. Se encontró también una correlación positiva entre el mercurio y selenio; por lo que se cree que el selenio puede ser un agente detoxificante, pues a pesar de las concentraciones de mercurio encontradas, no se han presentado reportes formales de envenenamiento por mercurio.

Fernández-Martínez *et al.* (2006) en un estudio realizado en un área minera y en la planta metalúrgica de "El Terronal", en Mieres, Asturias, España (ambas actividades actualmente se encuentran abandonadas) llevó a cabo la caracterización y especiación fisicoquímica del Hg sobre fracciones sólidas de diferente tamaño de partícula. En los resultados obtenidos en cuanto a su composición y distribución tanto química como mineralógica se observó que el tamaño de partículas más pequeño permitía la mayor movilidad de diferentes especies químicas de Hg asociado a diferentes especies químicas de óxidos férricos, materia orgánica y que su distribución estaba directamente relacionada con la fuente de origen; es decir viajaba distancias más grandes sobre material particulado fino que adsorbido sobre materiales gruesos, pues con la disminución del tamaño del sedimento, aumenta la distancia y tiempo requerido para su sedimentación; permitiendo así un recorrido más prolongado. Por otra parte, en los sedimentos gruesos esta relación se invierte.

Vojtěch *et al.* (2005), realizaron un estudio en República Checa; donde evaluaron la evidencia geoquímica e isotópica de la fuente y dispersión de Pb a través de los sedimentos, en una zona influenciada por un distrito minero poli metálico y de fundición, que a lo largo de la historia han explotado Pb y Ag. En total se recolectaron muestras de 37 sitios, donde la concentración de Pb más alta encontrada fue de $9800 \mu\text{g g}^{-1}$ con un factor de enriquecimiento (EFs) >40 , los isótopos utilizados ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}=1.16$) sugieren que el principal aporte de Pb es la actividad minera histórica de Pb-Ag y fundición del Pb.

2.2 Estudios realizados en México:

En nuestro país, aunque no son muchos, existen algunos trabajos que se han abocado a determinar el nivel de concentración de los metales pesados en sedimento y organismos (crustáceos y peces) de agua dulce; entre los cuales podemos encontrar los siguientes:

Vázquez-Botello y Páez-Osuna (1986), cuantificaron los niveles de metales totales y porcentajes disponibles para la biota en sedimentos superficiales del río Coatzacoalcos y Laguna del Ostión, en Veracruz. De los metales analizados mediante el ataque con ácido acético al 20%, se obtuvo el siguiente orden de acumulación para sedimentos del Río Coatzacoalcos: $\text{Zn}>\text{Fe}>\text{Cd}>\text{Co}>\text{Pb}>\text{Cr}>\text{Ni}$ y para sedimentos de la Laguna del Ostión: $\text{Co}>\text{Fe}>\text{Zn}>\text{Ni}$.

Ruiz-Fernández *et al.* (2003) midieron los niveles de Cd, Co, Cu, Ni, Pb, y Zn y utilizaron índices de acumulación determinados previamente mediante el análisis de ^{210}Pb de muestras de núcleos para definir la tendencia de la contaminación registrada en los sedimentos de la zona estuarina y desembocadura del río Culiacán, en el Noroeste de México. Con dicho estudio se demostró un exceso en la existencia de los metales en época reciente; presentándose el fenómeno de acumulación, aunque indicaron una escasa contaminación por cada uno de los metales traza que se analizaron. Los niveles de enriquecimiento por Ni y Pb (factor de concentración $\text{FC} \leq 1.5$) fueron considerablemente menores que los registrados por Cd, Co, Zn y Cu ($\text{FC} \leq 3$). Sin embargo, las concentraciones de Cu y Pb se consideraron como

potencialmente tóxicas; por lo tanto, se recomienda que estos contaminantes sean considerados en futuras investigaciones, principalmente biológicas, químicas y geoquímicas.

Rodríguez (2004) cuantificó las concentraciones de mercurio en el tejido muscular de la lisa blanca (*Mugil curema*) recolectada en el estero de Urías (adyacente a la ciudad y puerto de Mazatlán) y en el estero de Teacapán (cerca de la desembocadura del río Baluarte), encontrando mayores niveles de mercurio en los organismos de Teacapán, donde no existe la infraestructura urbana, industrial, portuaria y de generación de energía que esta asociada al estero de Urías. La autora sugiere que estos niveles son el reflejo de la actividad minera que se ha realizado en la región.

Rosales-Hoz *et al.* (2003) estimaron la variabilidad fisicoquímica estacional de elementos mayoritarios y minoritarios (Ca, Mg, Zn, Cu y Cr, entre otros) presentes en la columna de agua tanto superficial como de fondo del río Coatzacoalcos. Las concentración promedio de Cr encontrada en agua de fondo fue de 4.3 ± 2.2 $\mu\text{g/l}$, siendo más alta que en muestras de agua superficiales, esto para época de estiaje. Mientras que en época de lluvias la concentración promedio fue de 1.3 ± 0.7 $\mu\text{g/l}$, también en agua de fondo. Los autores atribuyen estos resultados a que en época de estiaje no se presenta dilución por precipitación.

En un trabajo realizado por Mendoza-Amézquita *et al.* (2006) se evaluó la potencial lixiviación de elementos traza (entre otros, el Cd, Cr y Pb) en jales de las minas La Asunción (actualmente abandonada) y Las Torres (actualmente activa), ambas localizadas en un distrito minero del estado de Guanajuato. En la mina La Asunción se obtuvieron los siguientes valores promedio: para Cd fue de 2.5 $\mu\text{g/g}$, de $14-18$ $\mu\text{g/g}$ de Cr y de $59-65$ $\mu\text{g/g}$ de Pb. En tanto que para la mina Las Torres los valores promedio encontrados fueron los siguientes: 3.5 $\mu\text{g/g}$ de Cd, 13 $\mu\text{g/g}$ de Cr y 35 $\mu\text{g/g}$ de Pb. En ninguno de los grupos de muestras se detectó Hg. En base a los resultados obtenidos, los autores concluyen que las concentraciones de Cd y Pb son mayores en jales antiguos que en jales recientes, mientras que las concentraciones de Cr son similares en

ambos residuos. Además, señalan que no existen las condiciones geoquímicas ni físico-químicas necesarias para la lixiviación de los metales presentes en los jales de la zona.

Romero *et al.* (2006) estudiaron la movilidad del As y Pb en 2 áreas de desechos en la zona minera de Zimapám, localizada en el estado de Hidalgo; una se denomina Zimapám y la otra, San Francisco. Este estudio se realizó en fases minerales primarias y secundarias de desechos inoxidados y oxidados. Entre otros metales se analizó el Pb, del cual se detectó una concentración de 0.93 ± 0.83 %, en desechos no oxidados. En tanto que para desechos oxidados fue de $<0.1-0.18$ %. Los autores atribuyen estos rangos de concentraciones a la mineralogía, pH y heterogeneidad de los desechos. Concluyen también que la movilidad de constituyentes disueltos en los desechos mineros de ambas zonas son controladas por reacciones de oxidación, precipitación-disolución y adsorción-desadsorción. Además la precipitación de minerales secundarios y los procesos de adsorción y coprecipitación pueden controlar la movilidad del metal.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2007) midieron las concentraciones de Pb en tejido muscular. Entre otras especies de peces, las que se analizaron en ese estudio fueron: *Gerres cinereus*, *Gobiomorus polylepis*, *Oreochromis sp*, *Cichlasoma sp* y *Mugil curema*, recolectadas en distintos sitios del estuario Coatzacoalcos, donde encontraron que las concentraciones de Pb fueron significativamente más altas ($p < 0.05$) en época de lluvias que en otros periodos muestreados, encontrando concentraciones hasta de $4.68 \mu\text{g/g}^{-1}$.

Capítulo 3

Hipótesis

Hipótesis

- Considerando que en esta zona, la actividad minera fue muy acentuada durante más de tres siglos y no obstante que actualmente se encuentra en aparente decadencia, se espera encontrar niveles de Cd, Cr, Pb y Hg más elevados que los correspondientes a los valores naturales para la cuenca del río Baluarte.
- Las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb serán mayores en sitios cercanos a las minas.
- Las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb serán menores en época de estiaje que de lluvias, tanto en sedimentos como en organismos.

Capítulo 4

OBJETIVOS

Objetivos

Objetivo general

Elaborar un diagnóstico de la contaminación por metales pesados (Cd, Cr, Hg y Pb) en el sedimento superficial y organismos acuáticos recolectados en diversos sitios en la cuenca del río Baluarte, Sinaloa, asociada a actividades mineras.

Objetivos particulares

- Cuantificar los niveles de Cd, Cr, Hg y Pb en los sedimentos superficiales y organismos (peces y crustáceos) recolectados en los sitios de estudio durante las épocas de estiaje y de lluvias.
- Determinar los factores de acumulación de los niveles de metales entre organismos (peces y crustáceos) y sedimentos superficiales.
- Conocer en que sitios y temporada se cuantificaron los niveles más elevados de Cd, Cr, Hg y Pb.
- Comparar los niveles de Cd, Cr, Hg y Pb en las épocas climáticas de estiaje y lluvias.

Capítulo 5

ÁREA DE ESTUDIO

Área de estudio

Localización

El Río Baluarte, ocupa el tercer lugar a nivel estatal en escurrimiento, con un promedio anual de 1519.3 millones de m³, con un máximo de 3046 y un mínimo de 675 millones de m³, cubriendo un área de cuenca de 5323 km². Este río nace en la sierra de Durango, atraviesa el estado de Sinaloa en forma transversal, desembocando en el océano Pacífico. La sierra de las Calaveras, Bufa del León y la Bayona, forman la cuenca del río Baluarte, cuyas coordenadas geográficas son: latitud 23°52'48" 21°24'00" N y longitud 106°06'00" 103°44'24" W (Figura 5.1.1). En los márgenes del Río Baluarte se encuentran diversos asentamientos humanos: Ojo de Agua, Matatán, Copales, Aguacate, Rosario, San Rafael, Apoderado, Cofradía, Majahual, La Reforma, Nieblas, Pozole, San Pedro Chametla, Agua Verde y Jarillo (CNDM, 1988).

Clima e hidrología

El clima predominante es el tropical lluvioso en verano, con temporadas de sequía muy marcada; sobre las zonas montañosas se presenta un atmósfera semicálida-subhúmeda con temperatura media anual de 22.2° C, una máxima de 40.0° C y una mínima de -5.0° C en las zonas más altas de la sierra donde nace el río Baluarte. La precipitación media anual es de 1453.3 milímetros, una máxima de 1935.8 y una mínima de 1061 milímetros (CNDM, 1988).

Actividad minera de la zona

En la región sur del estado de Sinaloa, una actividad económica importante establecida en la cuenca del Río Baluarte, es la actividad minera, que se remonta a la época colonial, dando lugar al crecimiento de asentamientos humanos como la ciudad de El Rosario. De acuerdo con el Consejo de Recursos Minerales (1991), desde el siglo XVI se explotan las vetas de oro y plata en las poblaciones de Pánuco y Copala.

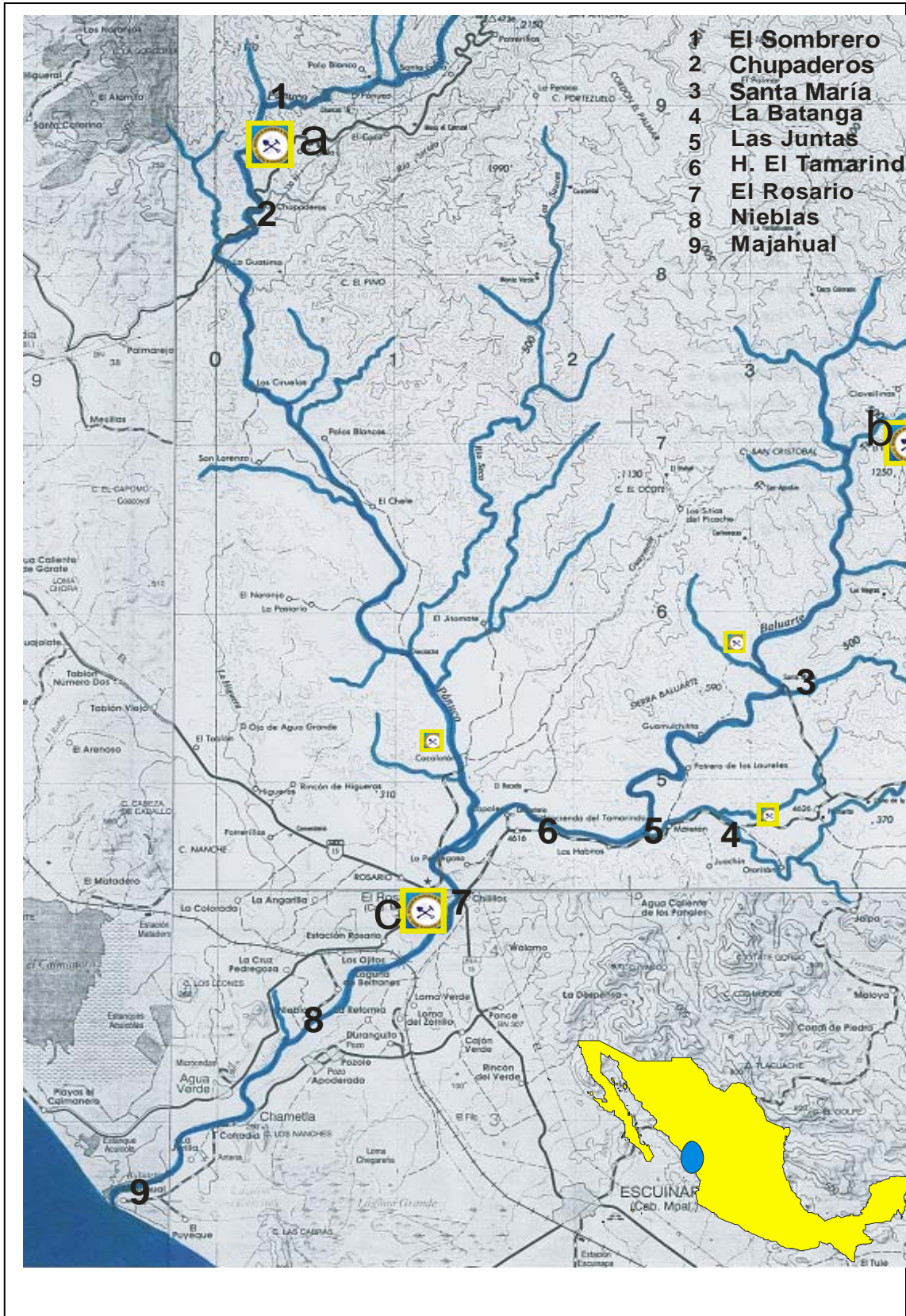


Figura 5.1.1 Localización geográfica de la zona de estudio y distribución de los sitios de muestreo. Así mismo se indica la ubicación de las 3 principales minas (a: Pánuco (muestra de jal), b: Plomosas y c: Rosario).

En 1655, cuando accidentalmente se descubrió el principal yacimiento, Real de Minas de Nuestra Señora de El Rosario (Actualmente, Minas de El Tajo, S.A.) se constituyó en el de mayor riqueza en el estado de Sinaloa, comprendía 150 has; sus tiros, túneles, galerías y pozos sumaban una extensión total de 70 Km. Durante los siglos posteriores, la explotación y los procesos de beneficio de estos metales continuaron prácticamente sobre el poblado de El Rosario, al margen del río Baluarte (DIFOCUR, 1991).

La técnica de beneficio (extracción del metal) que se siguió desde la fundación de esta mina fue el amalgamamiento con sales, agua y mercurio (1685-1902). En 1895 las instalaciones fueron dañadas por un tornado y la ubicación de la planta fue cambiada. Se aprovechó este cambio para modificar la técnica de amalgamamiento. En sus inicios, la época de auge en la extracción de plata y oro, podían obtenerse por cada quintal (46.04 Kg) de azogue 100 marcos (de Castilla) de plata (2.3 Kg) y 50 onzas de oro (1.9175 Kg). Además, para la obtención de un gramo de oro, se requerían 2 g de mercurio. Desde 1902 hasta la actualidad, el método de beneficio ha sido por cianuración (DIFOCUR, 1992).

El 3 de mayo de 1945, los trabajos mineros llegaron a su fin en la Ciudad de El Rosario, no así en su serranía que todavía hoy en día sigue produciendo plata y otros metales (CRM, 1991). El complejo minero Rosario se localiza en el sureste del estado de Sinaloa, en la parte Occidental de la Sierra Madre Occidental, a 100 kilómetros en línea recta al sur del puerto de Mazatlán. Esta unidad minera incluye la mina subterránea de Plomosas y una planta de flotación que produce concentrados de plomo y zinc, con importantes cantidades de oro y plata.

Desarrollo Industrial Minero, S.A. de C.V. ("MEDIMSA"), desarrolló un proceso de flotación capaz de separar y concentrar los complejos minerales de plomo, zinc y plata. Poco tiempo después fue descubierta la veta La Cruz, el yacimiento de minerales más importante del Rosario, convirtiéndose en el centro de operaciones mineras en dicha ciudad.

La mineralización se encuentra en vetas, brechas y fisuras. La mina emplea el método de explotación de cuartos y pilares con bancos descendentes. El mineral era tratado en una planta concentradora de flotación selectiva que tenía la capacidad de procesar 600 toneladas métricas de mineral al día, produciendo concentrados de plomo y zinc. Sin embargo, hoy en día parece ser que la extracción de minerales en la zona de estudio ha menguado considerablemente (Tablas 5.1 y 5.2)

Tabla 5.1. Producción anual de diferentes metales, en el estado de Sinaloa, para el año 2000 (INEGI, 2000).

Estado y Municipio	ORO (Kg)	PLATA (Ton)	PLOMO (Ton)	COBRE (Ton)	ZINC (Ton)	CADMIO (Ton)
Sinaloa	64,642	50,190	1,783	262.131	2,136	0.000
Concordia	796.9	3,018	1.549	80.44	10.42	0.000
Cosalá	362.7	299.7	0.185	0.108	0.000	0.000
Culiacán	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000
Mocorito	3,033	2,305	8.591	2.133	0.000	0.000
Rosario	8.390	9,708	1,773	179.5	2,125	0.000
San Ignacio	52,06	35,13	0.000	0.000	0.000	0.000

Tabla 5.2. Cantidades resumidas de producción anual para diferentes metales, para el estado de Sinaloa, año 2001 (INEGI, 2000).

Estado y municipio	ORO (Kg)	PLATA (Ton)	PLOMO (Ton)	COBRE (Ton)	ZINC (Ton)	CADMIO (Ton)
Sinaloa	765.9	59,42	40.91	443.8	139.7	0.43
Concordia	7.41	1,977	1.55	44.66	7.55	0.00
Cosala	13.45	10,76	6.25	394.2	61.85	0.00
Mocorito	28.02	3,372	26.14	1.84	0.00	0.00
Rosario	0.01	73.68	3.88	0.70	31.48	0.19
Sinaloa	0.89	2.09	0.09	2.35	0.00	0.00
San Ignacio	716.2	43,24	0.00	0.00	0.00	0.00

Debido a la disminución en la calidad y contenido del mineral que se extrae en esta mina, en octubre de 2000, el grupo Minera México decidió cerrar temporalmente las operaciones con objeto de reducir los costos y facilitar la exploración para la búsqueda de mayores reservas mineras que permitan la viabilidad económica de esta zona (INEGI, 2005). En la Tabla 5.3 no se considera el municipio de El Rosario, debido a que el volumen de producción para el caso es despreciable.

Tabla 5.3. Resumen de cantidades de metales producidas anualmente en los principales municipios productores, en el estado de Sinaloa, año 2005 (INEGI, 2005).

Estado y Municipio	Kilogramos			Toneladas	
	Oro	Plata	Plomo	Cobre	Zinc
SINALOA	739.4	6,622	41	55	1,345
Concordia	39.1	4,995	29	1	0
Mazatlán	3.0	534	0	0	0
Mocorito	632.8	501	0	0	0
Sinaloa	64.5	592	12	54	1,345

Tabla 5.4. Resumen de cantidades de oro producidas anualmente del periodo enero del 2002-febrero del 2007 (INEGI, 2005).

Periodo	Total (Kg)	San Ignacio (Kg)	Otros municipios (Kg)
2002/01	54.5	40.3	14.2
2002/12	146.1	64.6	81.5
2003/01	66.6	0.0	66.6
2003/12	63.3	0.0	63.3
2004/01	54.4	0.0	54.4
2004/12	49.2	0.0	49.2
2005/01	60.2	0.0	60.2
2005/12	32.0	0.0	32.0
2006/12	12.6	0.0	12.6
2007/01	16.2	1.3	14.9
2007/02	31.6	0.0	31.6

Sin embargo, y no obstante lo mencionado anteriormente, la actividad minera en la zona sigue activa (Tabla 5.5), pues a la fecha se siguen expidiendo concesiones de exploración y explotación minera que cubren importantes extensiones de superficie territorial, con un periodo activo mínimo de 50 años.

Tabla 5.5 Títulos de concesión minera destinados a exploración y explotación expedidos durante el mes de agosto del 2006, en el municipio El Rosario, Sinaloa (Economía, Dirección General de Minas. Dirección de Cartografía y Concesiones Mineras, 2006).

SUPERFICIE (Has)	INI. VIGENCIA	TERM. VIGENCIA
68.0	10/08/2006	09/08/2056
156.0	10/08/2006	09/08/2056
150.0848	10/08/2006	09/08/2056
178.8516	10/08/2006	09/08/2056
104.0	10/08/2006	09/08/2056
41.558	10/08/2006	09/08/2056
316.6394	10/08/2006	09/08/2056
136.6833	10/08/2006	09/08/2056
76.5686	10/08/2006	09/08/2056
50.0	22/08/2006	21/08/2056
50.0	22/08/2006	21/08/2056

Capítulo 6

METODOLOGÍA

Metodología

Muestreo

El río fue muestreado en 9 puntos: a) en las inmediaciones de la mina (sitios 1 y 2); b) río abajo (sitios 3 al 8); c) en la desembocadura (sitio 9) del río al mar (Figura 5.1). Además, se obtuvo una muestra de jal de las inmediaciones de la mina ubicada en el poblado de Pánuco ($32^{\circ}25'33''$ N y $106^{\circ}55'16''$). Los sedimentos superficiales se muestrearon manualmente utilizando una espátula de plástico. Posteriormente se tomó una porción de sedimento con la espátula, previniendo así una posible contaminación. Los peces y crustáceos fueron recolectados con ayuda de pescadores de la región, sin embargo, en época de estiaje hubo sitios de muestreo en donde no se encontraron organismos, solamente sedimentos superficiales. El total de muestras recolectadas se muestran en la Tabla 6.1.1.

Las muestras de sedimentos superficiales y organismos fueron almacenadas en bolsas de polietileno previamente lavadas con ácidos diluidos (HCl 2M y HNO₃ 2M), de acuerdo al procedimiento descrito por Moody y Lindstrom (1977) y posteriormente fueron transportadas al laboratorio en hieleras a baja temperatura (4° C).

Identificación taxonómica de organismos (crustáceos y peces)

La identificación de los crustáceos se realizó en el laboratorio de Biología de Crustáceos, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Unidad Académica Mazatlán. Por otra parte, la identificación taxonómica de los peces recolectados se realizó en el laboratorio de Ictiología y Pesquerías del ICMYL, UNAM, Unidad Académica Mazatlán.

Tabla 6.1.1 Total de muestras de organismos (peces y crustáceos) y sedimentos superficiales recolectados en este estudio en distintos sitios, en época de estiaje y lluvias.

ESTACION	SEDIMENTOS	PECES					CRUSTACEOS				
		<i>Oreochromis sp.</i>	<i>A. monticola</i>	<i>M. curema</i>	<i>O. urolepis</i>	<i>G. huavina</i>	<i>G. fluviatilis</i>	<i>M. americanum</i>	<i>M. occidentale</i>	<i>Atya sp.</i>	<i>M. digueti</i>
Chupaderos	E-LL		E-LL		E-LL	E-LL	E-LL	E-LL		E-LL	E-LL
Hda. El Tamarindo	E-LL	E-LL	E-LL	E-LL	E-LL			E-LL	E-LL	E-LL	
Las Juntas	E-LL		E-LL	E-LL	E-LL				E-LL		E-LL
Sta. María	LL		E-LL		E-LL				E-LL		E-LL
La Batanga	LL		E-LL					E-LL	E-LL		E-LL
El Sombrero	LL						E-LL	E-LL			
El Rosario	E										
Majahual	E										
Nieblas									E		
Iguanero	E	E									

E =Estiaje (May 05, Jun 05, Mar 06) LL= Lluvias (Sep 05, Oct 05, Nov 05)

Medición de peso y talla de los organismos

Los organismos recolectados en los diferentes sitios (peces y crustáceos) se pesaron en una balanza digital. La talla (correspondiente a la longitud total) de ambos grupos de organismos fue tomada con un flexómetro.

Procesamiento de las muestras

En el caso de los peces, se utilizó la porción dorsal media del tejido muscular para los análisis; mientras que para crustáceos, cada organismo fue dividido en tres partes, tomando el tejido muscular de la sección dorsal media para los análisis.

Las muestras (peces, crustáceos y sedimentos) fueron secadas por liofilización (-49°C y 133×10^{-3} mBar) durante 72 horas en un equipo Labconco. Posteriormente las muestras fueron molidas manualmente en un mortero de ágata. En el caso del material biológico, se pesaron 0.25 g de tejido muscular liofilizado y molido, con 5 ml de HNO_3 concentrado (se llevó a cabo una predigestión dejando reposar la mezcla durante 12 horas, a temperatura ambiente) y posteriormente se realizó la digestión con un sistema Savilex a 120°C durante 3 horas y aforó a 25 ml con agua Milli-Q. La digestión de los sedimentos, para la determinación de la concentración total de los metales pesados (Cd, Cr y Pb, Hg, incluyendo el Al) se realizó pesando 0.2 g de sedimento utilizando una mezcla de ácidos concentrados (HNO_3 : HCl en proporción 1:3 y 6 ml de HF) de alta pureza (al igual que en el caso del material biológico, se llevó a cabo una predigestión dejando reposar la solución durante 12 horas a temperatura ambiente) mediante un sistema de digestión Savilex 120°C durante 3 horas y aforado a 50 ml con agua Milli-Q (Loring y Rantala, 1993). Una vez que fueron realizadas las digestiones (material biológico y sedimentos) antes de destapar los recipientes; estos se dejaron enfriar hasta alcanzar temperatura ambiente y homogenizadas suavemente para incorporar los vapores generados nuevamente a la solución, con el fin de evitar pérdidas de Hg por evaporación. Al material sedimentario se realizó también un análisis

granulométrico para determinar el porcentaje de arenas, limos y arcillas. Además se determinó el contenido de materia orgánica mediante el método de pérdidas por ignición.

Análisis de los metales pesados y control de calidad

Las concentraciones de Cd y Pb en el músculo de los organismos y los sedimentos se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (equipo Varian SpectrAA), la lectura de Cr, y Al en el caso de los sedimentos, se realizaron por flama. El Hg fue analizado equipando el espectrofotómetro con un generador de vapor frío (MESL, 1997).

El análisis de Al en los sedimentos se realizó con el fin de normalizar las mediciones de los metales (Cd, Cr Hg y Pb) considerados en este estudio. De esta manera, por ser un elemento conservativo y de los más abundantes en la corteza terrestre, especialmente en latitudes bajas, nos permite conocer el enriquecimiento de metales pesados independientemente de la fuente (Andersen, 1965, Lundkvist, 1965 y Griffin *et al.* 1968).

Para evaluar la calidad de las mediciones, se determinaron la exactitud y precisión analítica, así como el límite de detección del método aplicado, además de utilizar blancos con cada corrida de muestras. A excepción del valor de Cr en el material sedimentario certificado, todos los valores encontrados tanto en organismos como en sedimentos concuerdan con el intervalo certificado para cada metal (Tabla 6.5.1). De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de confiabilidad realizado, es importante mencionar que en el caso del Cr, es muy amplio el margen de incertidumbre en las mediciones obtenidas. En ese sentido, se recomienda considerar los valores con cautela. Sin embargo, en caso de haber subestimado las concentraciones de Cr en este estudio (en organismos) y que los valores encontrados estuvieran cercanos al límite superior del coeficiente de variación; aún así estarían muy por debajo a la concentración límite permisible de este metal ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$) de acuerdo a las normas mexicanas (NOM-129-SSA1-1995).

Tabla 6.5.1 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en los materiales de referencia utilizados ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Metal	Material Certificado		Este estudio		Coeficiente de Variación		Límite de Detección	
	Organismos (MA-B-3/TM) ¹	Sedimentos (SD-N-1/2) ²			Org	Sed	Org	Sed
Cd	NC ³	11 (10-12)	0.361	10.99	25.81	22.18	0.011	0.002
Cr	0.695 (0.45-0.94)	149 (125-161)	0.614	122.56	70.63	65.77	0.005	0.010
Hg	NC ³	1.46 (0.06-1.72) ³	0.208	0.231	30.95	28.41	0.056	0.014
Pb	4.62 (3.85-5.13)	120 (112-132)	4.376	114.37	28.28	21.84	0.426	0.042

¹IAEA (1987), ²IAEA (1985), ³No certificado, ⁴n=6

Procesamiento de datos

La concentración de metales traza en el medio puede ser medida en el agua, biota o sedimentos. La biota integra en el espacio y tiempo la concentración de metales en el ambiente y esta constituye una medida de su biodisponibilidad debido a que algunos organismos tienen la capacidad de concentrar metales en concentraciones mucho mayores que las que hay en el medio circundante (Rainbow, 1996).

El Factor de Acumulación Biota-Sedimento (FABS) se calculó en sitios en donde fue posible recolectar muestras tanto de organismos como de sedimentos superficiales (Tabla 7.5.1.1). Cuando se presenta $FABS > 1$, para algún metal en determinado sitio denota que este elemento puede acumularse en los organismos expuestos, mientras que $FABS < 1$ significa que no hay riesgo de acumulación (Adriano, 2001).

Para determinar el Factor de Acumulación Biota-Sedimento (FABS), se empleó la siguiente fórmula, sugerida por Szefer *et al.* (1999):

$$FABS = \frac{[X] \text{ en organismo}}{[X] \text{ en sedimento asociado}}$$

Donde:

X: Concentración del elemento analizado

Para determinar el Factor de Enriquecimiento (FE) se utilizó la siguiente fórmula, sugerida por Buat-Menard (1979):

$$EF = \frac{\left(\frac{X_i}{Al_i}\right)}{\left(\frac{X_0}{Al_0}\right)}$$

Donde:

X_i y X_0 = Son las concentraciones del metal en la muestra analizada y el valor natural de ese mismo metal, respectivamente. Al_i y Al_0 = Son las concentraciones de Al en la muestra y el valor natural, respectivamente. En este trabajo, se consideraron como valores naturales regionales los reportados por Green-Ruiz et al. 1996.

Cuando los valores obtenidos al aplicar esta fórmula son menores que 1, indica que el aporte de este elemento en los sedimentos es principalmente de origen natural. Cuando los resultados son mayores que 1, se considera que el elemento encontrado es de origen antropogénico (Szefer *et al.*, 1996).

Análisis estadístico

Para la presentación de gráficos, estimaciones de promedios y desviaciones estandards se utilizó Microsoft Excel 2003, se utilizó el paquete estadístico GraphPad Prism 4 para estimar lo siguiente: la relación existente entre las concentraciones del metal utilizado para la normalización (Al) y las encontradas en este estudio (Cd, Cr, Hg y Pb) se estimó a través del coeficiente de correlación de Pearson.

A los valores de concentración de los metales analizados se les realizaron pruebas de normalidad y homoscedasticidad. Posteriormente, mediante una prueba t-Student, se compararon las concentraciones de cada metal entre las dos temporadas de estudio (estiaje y lluvias) para cada especie. Adicionalmente las concentraciones de metales en aquellas especies que se presentaron en dos sitios, también fueron comparadas mediante la prueba t-

Student. En todos los análisis estadísticos realizados se trabajó con un nivel de confianza del 95%.

Capítulo 7

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados y discusión

Descripción de los organismos estudiados

Las especies de peces que se recolectaron durante este estudio en total fueron seis, pertenecen a cuatro diferentes familias. Además comparten similitud en cuanto a sus hábitos alimenticios (Tabla 7.1.1).

Tabla 7.1.1. Especie, familia, hábitos alimenticios y biometría de los peces recolectados y estudiados en el presente trabajo.

Nombre científico	Nombre común	Familia	Hábitos alimenticios ¹	n ²	Talla ³ (cm)	Peso ³ (g)
<i>Mugil curema</i>	Lisa blanca	Mugilidae	Omnívoro, sedimentos orgánicos, algas y raíces	5	32.2±1.6	375.2±63.2
<i>Agonostomus monticola</i>	Trucha	Mugilidae	Omnívoro, microfauna y flora, diatomeas, algas filamentosas, sedimentos finos orgánicos	66	19.0±3.4	91.4±42.2
<i>Guavina guavina</i>	Huavina	Eleotridae	Detritívoro, microfauna y flora, algas, material orgánico	19	21.4±3.0	141.8±58.0
<i>Oreochromis sp.</i>	Tilapia	Ciclidae	Omnívoros, fitófagos con tendencia a carnívoros	12	21.5±2.7	178.6±155.4
<i>Goviesot fluviatilis</i>	Chupapiedra	Gobiesoidae	Sedimentos finos orgánicos, fitófagos, algas	6	17.8±1.3	81.0±26.4
<i>Oreochromis urolepis</i>	Tilapia	Ciclidae	Omnívoros, fitófagos con tendencia a carnívoros	37	24.2±22.2	182.2±166.9

¹Harrison y Howes (1991); ²Número de muestras; ³Valores promedio ± desviación estándar

Por otra parte, se muestra la morfología de cada una de las especies que en la tabla anteriormente mencionada se describen (Figura 7.1.1).

Las especies de crustáceos que se recolectaron durante este estudio solamente fueron cuatro, pertenecientes a dos familias (Tabla 7.1.2) y al igual que los peces comparten similitudes en cuanto a sus hábitos alimenticios. Además, se muestra la morfología de cada una de las especies de crustáceos recolectados (Figura 7.1.2).

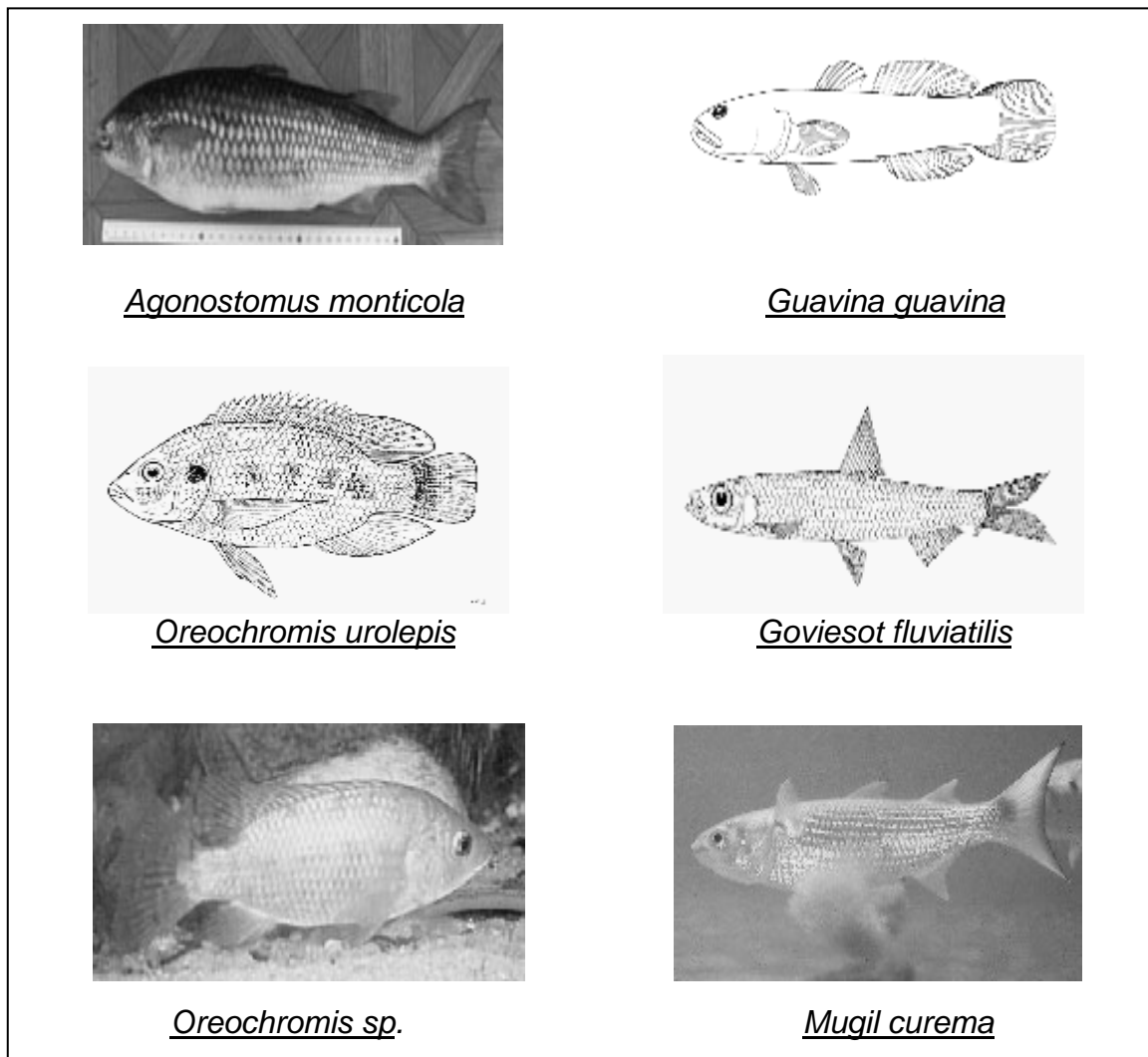


Figura 7.1.1 Morfología de las seis especies de peces recolectados durante el presente estudio. Modificado de Harrison y Hoves (1991).

Tabla 7.1.2. Especie, familia, hábitos alimenticios y biometría de los crustáceos recolectados y estudiados

Nombre científico	Nombre común	Familia	Hábitos alimenticios ¹	n ²	Talla ³ (cm)	Peso ³ (g)
<i>Macrobrachium digueti</i>	Camarón de río	Palaemonidae	Semillas, frutas e insectos	24	3.5±5.0	4.6±6.2
<i>Macrobrachium americanum</i>	Bolaje, Chacalin	Palaemonidae	Pececillos, fitoplancton y frutas	26	18.0±2.8	81.5±67.3
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Tenazudo, Cauque	Palaemonidae	Pececillos, fitoplancton y frutas	35	13.2±9.6	42.1±69.3
<i>Atya sp.</i>	Camarón de río	Atyidae	Algas, pececillos y raíces	12	9.2±6.3	53.1±36.2

¹Chace *et al.* (1969); ²Número de muestras; ³Valores promedio ± desviación estándar

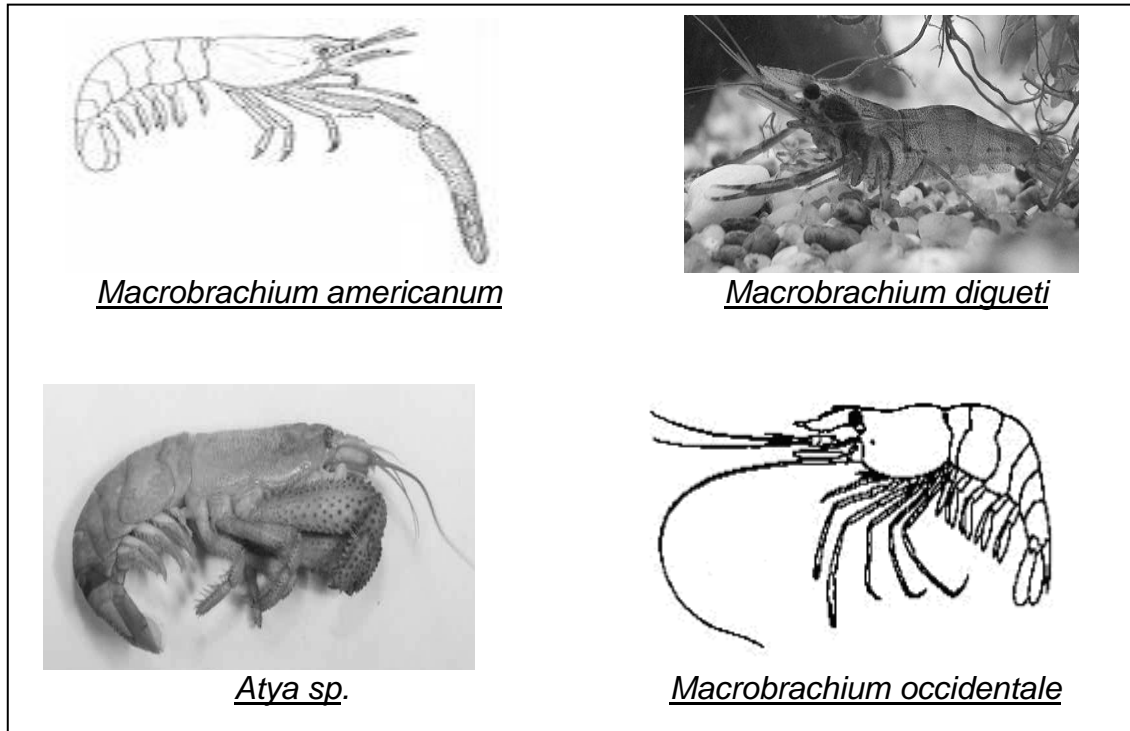


Figura 7.1.2 Morfología de las cuatro especies de crustáceos recolectados y analizados durante el presente estudio. Modificado de Chace *et al.* (1969).

Niveles de Cd, Cr, Hg y Pb en los grupos de organismos estudiados durante la temporada de estiaje y lluvias.

7.2.1 Peces.

Los límites de detección de los metales analizados en organismos, calculados para el método empleado, fueron los siguientes: Cd=0.011 $\mu\text{g g}^{-1}$, Cr= 0.005 $\mu\text{g g}^{-1}$, Hg= 0.056 $\mu\text{g g}^{-1}$ y Pb= 0.426 $\mu\text{g g}^{-1}$. Las concentraciones encontradas que fueron inferiores a estos valores se consideraron como No Detectado (ND).

En la Figura 7.2.1.1 se muestran las concentraciones promedio de Cd, Cr, Hg y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) en el total de especies de peces analizados en las épocas de estiaje y lluvias (cabe mencionar que las concentraciones de Cd y Cr se multiplicaron por 100, pues por su magnitud original imposibilitaban su percepción gráfica). Como lo muestra el gráfico, las concentraciones de Pb fueron significativamente mayores que las del Cd, Cr y Hg.

Los resultados obtenidos en cuanto a concentraciones de las diferentes especies de peces analizadas, fueron muy similares en las dos épocas, sin embargo, los niveles de Pb y Hg fueron más elevados que las de Cd y Cr en de $0.1734 \mu\text{g g}^{-1}$, con un promedio de $0.0226 \mu\text{g g}^{-1}$; el mínimo de Cr fue ND, y el valor máximo $0.0197 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el Hg, el mínimo fue ND, el máximo de $1.919 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.3749 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Pb, la concentración mínima encontrada fue de $0.5889 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $3.234 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $1.278 \mu\text{g g}^{-1}$. En época de lluvias, las concentraciones de Cd que se encontraron fueron de ND a $0.1734 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.0286 \mu\text{g g}^{-1}$, para el Cr, el mínimo fue ND y un máximo de $0.0144 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el Hg, el mínimo fue ND, el máximo de $1.508 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.3758 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Pb, la concentración mínima encontrada fue de $0.5889 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $3.111 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $1.133 \mu\text{g g}^{-1}$.

En orden descendente, la relación de las concentraciones encontradas fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$, el comportamiento fue similar en las dos épocas.

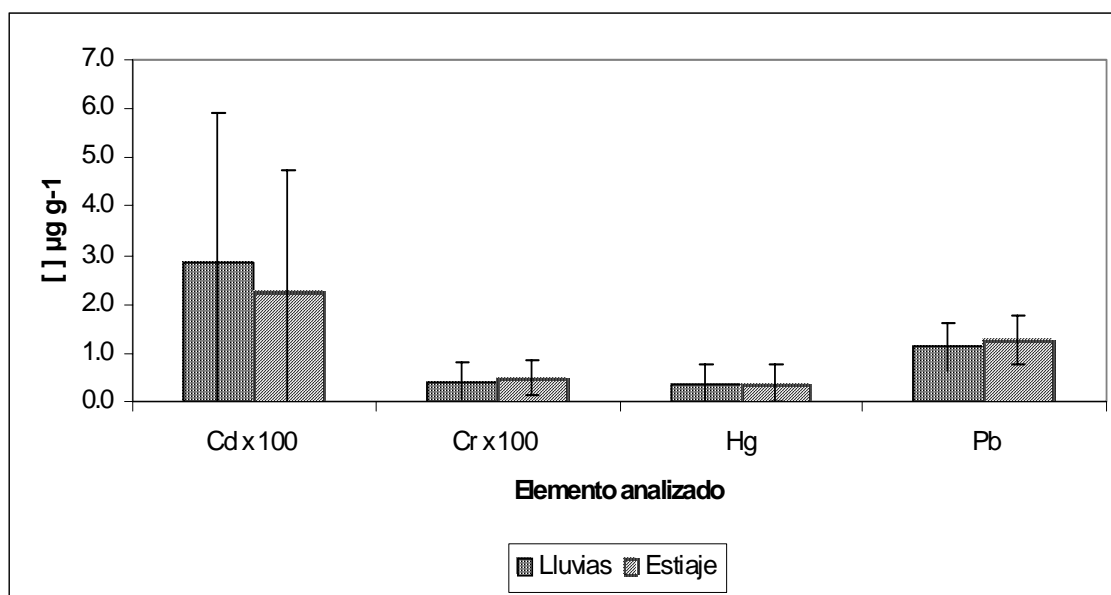


Figura 7.2.1.1 Concentraciones promedio de Cd, Cr, Hg y Pb de la totalidad de especies de peces analizados en épocas de estiaje y lluvias.

En el total de peces estudiados, estadísticamente no hubo diferencia significativa ($p > 0.05$) entre las concentraciones de Cd, Cr y Hg, en época de

estiaje con respecto a época de lluvias. En el caso del Pb, sí hubo diferencia significativa ($p < 0.05$) entre las dos épocas. Además, las concentraciones mayores de Pb se encontraron en época de estiaje. Es importante mencionar que los niveles de Pb encontrados en peces fueron notoriamente más altos que los de Cd, Cr y Hg, en ambas épocas, esto puede ser explicado por la actual extracción mineral en la zona enfocada al Pb. Además, cuando se explota un mineral, este generalmente viene acompañado de otros metales. En México los principales metales que se explotan son Ag, Cd, Zn y Pb, los cuales están contenidos en sulfuros, siendo la galena el principal sustrato en que se encuentran de manera natural (López-Ramos, 1993).

7.2.2 Crustáceos.

De acuerdo a la prueba estadística realizada, las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb, encontradas en las diferentes especies de crustáceos analizadas no fueron significativamente diferentes ($p > 0.05$), entre época de estiaje y lluvias tal como se muestra en la Figura 7.2.2.1.

En época de estiaje, el Cd alcanzó una concentración mínima ND, la máxima fue de $0.113 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.0353 \mu\text{g g}^{-1}$, el Cr tuvo un mínimo de $0.0129 \mu\text{g g}^{-1}$ y un máximo de $0.3369 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.0147 \mu\text{g g}^{-1}$. El mínimo de Hg encontrado fue ND, mientras que el máximo de $0.4502 \mu\text{g g}^{-1}$ con un promedio de $0.1168 \mu\text{g g}^{-1}$. También el mínimo del Pb fue ND, la máxima de $5.988 \mu\text{g g}^{-1}$ y el promedio de $1.185 \mu\text{g g}^{-1}$. En época de lluvias, las concentraciones de Cd que se encontraron variaron de ND a $0.1027 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.0272 \mu\text{g g}^{-1}$, el Cr tuvo un mínimo de $0.0129 \mu\text{g g}^{-1}$ y un máximo de $0.3813 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.0231 \mu\text{g g}^{-1}$. El mínimo de Hg fue ND, el máximo de $0.446 \mu\text{g g}^{-1}$ con promedio de $0.1205 \mu\text{g g}^{-1}$. Al igual que para el Hg, el mínimo de Pb fue ND, el máximo de $2.923 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $1.121 \mu\text{g g}^{-1}$. En orden descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas tanto en época de estiaje como de lluvias fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$.

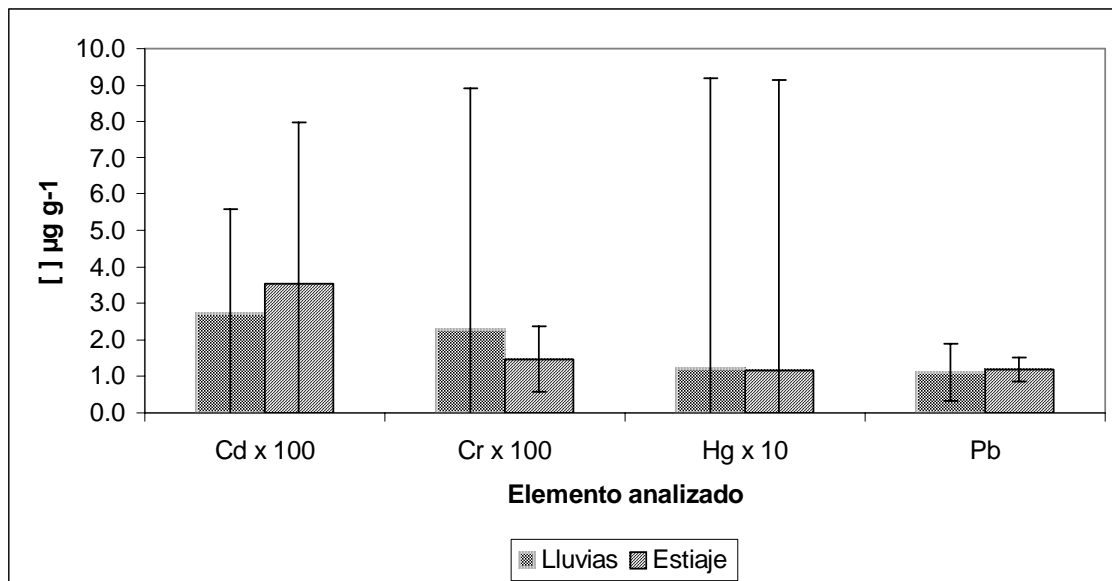


Figura 7.2.2.1 Concentraciones de metales pesados en la totalidad de especies de crustáceos en épocas de estiaje y de lluvias.

Las concentraciones de los metales pesados analizados en los crustáceos presentaron un comportamiento similar en las dos épocas, el Pb, al igual que en el caso del grupo de peces, se cuantificó en niveles más elevados que los de Cd, Cr y Hg. En este caso, la influencia de los factores de dilución y precipitación no es tan marcada como en el grupo de peces, aunque a las profundidades de los sitios donde se presentaron estos casos no es posible separar especies de acuerdo a su distribución en la columna de agua, cabe mencionar que el comportamiento de los elementos antes mencionados se debe quizá a que los crustáceos son organismos bentónicos, están asociados mas directamente al fondo que a la columna de agua (Chace *et al.* 1969), caso contrario al grupo de peces (con excepción del *Goviesot fluviatilis*, que tiene hábitos bentopelágicos) que son organismos nectónicos (Harrison y Hoves ,1991).

Los organismos acuáticos tienen diferentes gradientes de acumulación de metales pesados, dependiendo de sus estrategias metabólicas y del metal absorbido (Rainbow, 1987); un organismo que no es capaz de regular las concentraciones de metales es un acumulador neto, porque elimina cantidades de metales menores a las que absorbe. Por ejemplo, los balanos son

organismos no reguladores de Zn, son acumuladores extremos de este elemento (Phillips y Rainbow, 1989). Por otra parte, los organismos capaces de regular las concentraciones de metales tienen un gradiente de acumulación bajo porque mantienen constantes las concentraciones de metales absorbidos. Por ejemplo, los crustáceos decápodos son medianamente reguladores de Cd y Pb (índice de acumulación media), en tanto que sí son capaces de regular eficientemente las concentraciones de Cu, Mn y Zn, por tanto se consideran como organismos con índice de acumulación baja (Phillips y Rainbow, 1993).

Comparación de las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en la biota de una misma especie, recolectada en época de estiaje y lluvias en el río Baluarte.

En este apartado se consideró dividir al grupo de organismos por especie, para comparar su comportamiento en ambas épocas, en los diferentes sitios estudiados. Es importante mencionar que esta comparación sólo pudo hacerse en tres de las seis especies que se recolectaron; pues fueron las únicas que se presentaron en un mismo sitio, tanto en época de estiaje como de lluvias.

7.3.1 Peces.

Las concentraciones de Cd encontradas en *Guavina guavina* fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre época de estiaje y de lluvias, mientras que el Cr, Hg y Pb no presentaron este comportamiento. Los niveles de Cd encontrados en época de lluvias fueron más elevados que en estiaje, mientras que los de Cr, Hg y Pb fueron similares en ambas épocas (Figura 7.3.1.1). En época de estiaje, la concentración mínima de Cd fue ND, la máxima fue de $0.028 \mu\text{g g}^{-1}$, y un promedio de $0.0155 \mu\text{g g}^{-1}$, los valores obtenidos de Cr fueron desde un mínimo ND, a un máximo de $0.706 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.123 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el Hg, el mínimo fue ND, el máximo de $0.8294 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.3269 \mu\text{g g}^{-1}$. En el caso del Pb, la concentración mínima encontrada fue de $0.8451 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $2.08 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $1.243 \mu\text{g g}^{-1}$. En esta época los máximos y mínimos se encontraron en El Sombrero. En época de lluvias, las concentraciones de Cd

encontradas variaron de ND a $0.0706 \mu\text{g g}^{-1}$, en El Sombrero y un promedio de $0.0329 \mu\text{g g}^{-1}$, los valores de Cr medido fueron de ND a $0.0076 \mu\text{g g}^{-1}$, en El Sombrero y un promedio de $0.0057 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el Hg, el mínimo fue de ND a $1.508 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.4248 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Pb, la concentración mínima encontrada fue de $0.5889 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos la máxima de $3.111 \mu\text{g g}^{-1}$, en El Sombrero y un promedio de $1.375 \mu\text{g g}^{-1}$. En orden descendente, en particular para esta especie, la secuencia de las concentraciones encontradas fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$, tanto para época de estiaje, como lluvias.

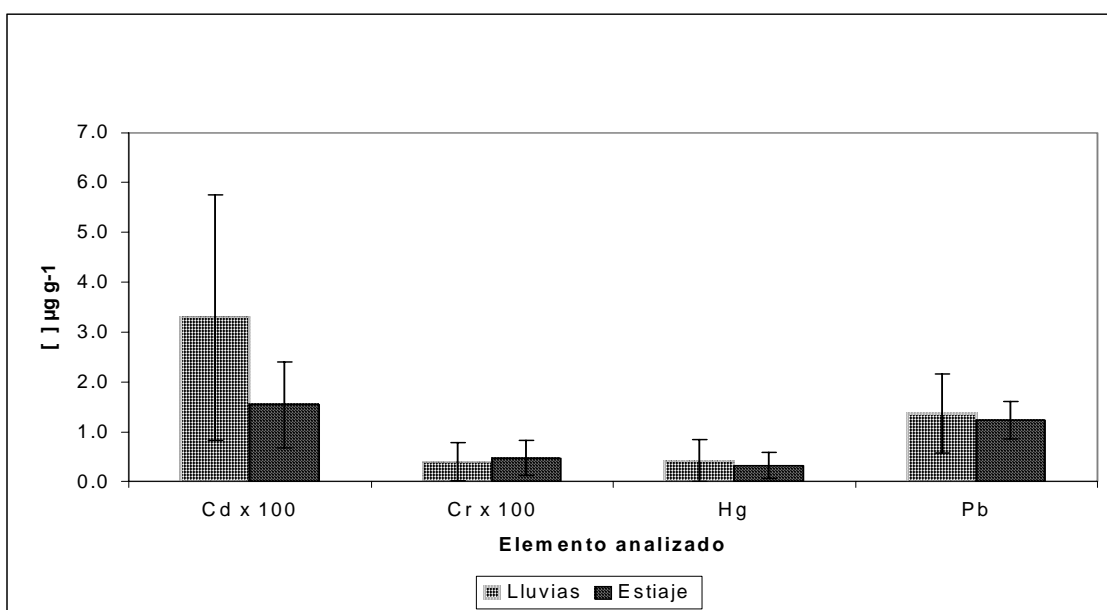


Figura 7.3.1.1 Comparación de las concentraciones de metales pesados en época de lluvias con respecto a estiaje, encontradas en el pez *Guavina guavina* recolectada en diferentes sitios.

En el caso de la especie *Oreochromis sp*, las concentraciones de ninguno de los metales analizados fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) entre época de estiaje y lluvias (Figura 7.3.1.2). En época de estiaje, la concentración mínima de Cd fue ND, la máxima y promedio fueron de $0.0885 \mu\text{g g}^{-1}$, y $0.0209 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. El valor máximo encontrado de Cr fue de $0.0094 \mu\text{g g}^{-1}$, el mínimo fue ND, y el promedio de $0.0052 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el Hg, el mínimo fue ND, el máximo de $1.119 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.459 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del

Pb, la concentración mínima encontrada fue de $0.9098 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $2.153 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $1.422 \mu\text{g g}^{-1}$. En esta época las concentraciones máximas y mínimas de Pb se encontraron en Iguanero. Este sitio originalmente no fue contemplado como punto de muestreo; sin embargo, es de gran importancia pues está ubicado dentro de la ciudad de El Rosario, su cuenca es alimentada por infiltraciones del río Baluarte y por precipitaciones temporales. En época de lluvias, las concentraciones mínima, máxima y promedio Cd encontradas fueron ND, $0.0266 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.0153 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. El mínimo fue ND con un promedio de $0.0062 \mu\text{g g}^{-1}$, el máximo de $0.0078 \mu\text{g g}^{-1}$. El mínimo de Hg también fue ND, el máximo de $0.4947 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $0.2425 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Pb, la concentración mínima encontrada fue de $1.035 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $1.409 \mu\text{g g}^{-1}$ y un promedio de $1.199 \mu\text{g g}^{-1}$. Los máximos y mínimos se encontraron en Hda. El Tamarindo, fueron los dos sitios donde se encontró esta especie en ambas épocas.

En orden descendente, para esta especie, la relación de las concentraciones encontradas fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$, en estiaje como en lluvias.

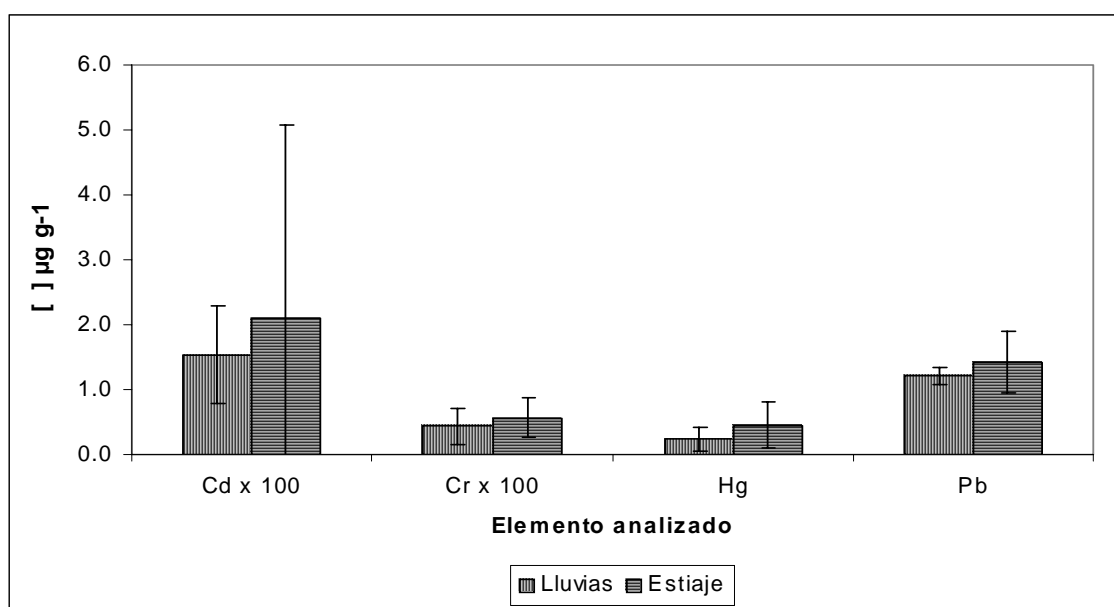


Figura 7.3.1.2 Comparación de las concentraciones de metales pesados en época de lluvias con respecto a estiaje, encontradas en el pez *Oreochromis sp*, proveniente de diferentes sitios.

7.3.2 Crustáceos.

Al igual que en el caso de los peces, sólo una de las cuatro especie de crustáceos analizados se encontró en un mismo sitio, en las dos épocas climáticas, es por eso que solo fue posible hacer una comparación.

En la especie *Macrobrachium occidentale*, las concentraciones encontradas de Cd, Hg y Pb no fueron significativamente diferentes en épocas de lluvias con respecto a época de estiaje; por el contrario, el Cr sí presentó una diferencia significativa ($p < 0.05$). En época de lluvias los valores encontrados de Cr fueron más altos que en estiaje (Figura 7.3.2.1). En época de estiaje, la concentración mínima de Cd fue ND, la máxima fue de $0.113 \mu\text{g g}^{-1}$, en Nieblas y un promedio de $0.0415 \mu\text{g g}^{-1}$. El Cr tuvo un mínimo de $0.0083 \mu\text{g g}^{-1}$ y un máximo de $0.014 \mu\text{g g}^{-1}$, ambos en Nieblas, el promedio fue de $0.054 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el Hg, el mínimo fue de $0.0733 \mu\text{g g}^{-1}$, el máximo de $0.2694 \mu\text{g g}^{-1}$, también en Nieblas y un promedio de $0.1312 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Pb, la concentración mínima encontrada fue de $0.7748 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $1.633 \mu\text{g g}^{-1}$, en Nieblas y un promedio de $1.141 \mu\text{g g}^{-1}$. En época de lluvias, las concentraciones de Cd que se encontraron fueron, la mínima ND, la máxima fue de $0.0937 \mu\text{g g}^{-1}$, en Sta. María y un promedio de $0.0417 \mu\text{g g}^{-1}$, el valor mínimo de Cr fue ND y un máximo de $0.3369 \mu\text{g g}^{-1}$, Hda. El Tamarindo y un promedio de $0.0227 \mu\text{g g}^{-1}$. El mínimo de Hg fue ND, el máximo de $0.189 \mu\text{g g}^{-1}$, en Las Juntas y un promedio de $0.0913 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Pb, las concentraciones mínima fue ND, la máxima y promedio encontradas fueron $2.173 \mu\text{g g}^{-1}$, en Sta. María y $1.107 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente.

En orden descendente, la relación de las concentraciones encontradas fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Cr} > \text{Hg} > \text{Cd}$, en lluvias. En estiaje fue $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$.

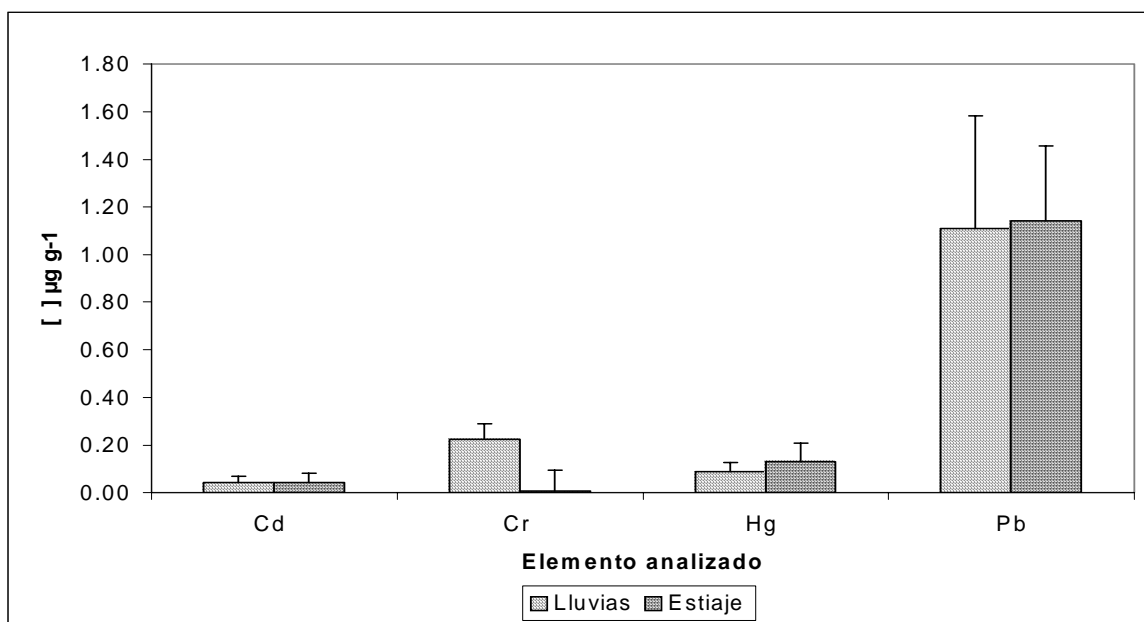


Figura 7.3.2.1. Comparación de las concentraciones de metales pesados en época de lluvias con respecto a época de estiaje, encontradas en el crustáceo *Macrobrachium occidentale*.

Comparación espacial de las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en peces y crustáceos de una misma época y especie, de diferentes sitios.

En este apartado, no fue posible hacer comparaciones estadísticas dado el bajo número de individuos (n). La Figura 7.4.1 nos muestra que las concentraciones de Hg y Pb encontradas en la especie *Agonostomus monticola* en época de lluvias, tanto en Chupaderos como en Sta. María, fueron mayores que las de Cd y Cr. Los valores de Cd, encontrados en organismos de Chupaderos fueron más altos que los encontrados en organismos de Sta. María. Mientras que los valores de Cr, Hg y Pb fueron similares en ambos sitios. La concentración mínima de Cd encontrada en esta especie fue ND, la máxima fue de $0.0401 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.0171 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr encontrado fue ND, el promedio de $0.0068 \mu\text{g g}^{-1}$, el máximo de $0.0074 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos. Para el caso del Hg, la concentración mínima encontrada fue ND, la máxima de $0.8918 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.3652 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de $0.7982 \mu\text{g g}^{-1}$, en Sta. María, la máxima de $1.2543 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $1.0289 \mu\text{g g}^{-1}$.

En orden descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas en *Agonostomus monticola* fue la siguiente: Pb>Hg>Cd>Cr, en Chupaderos así como en Sta. María.

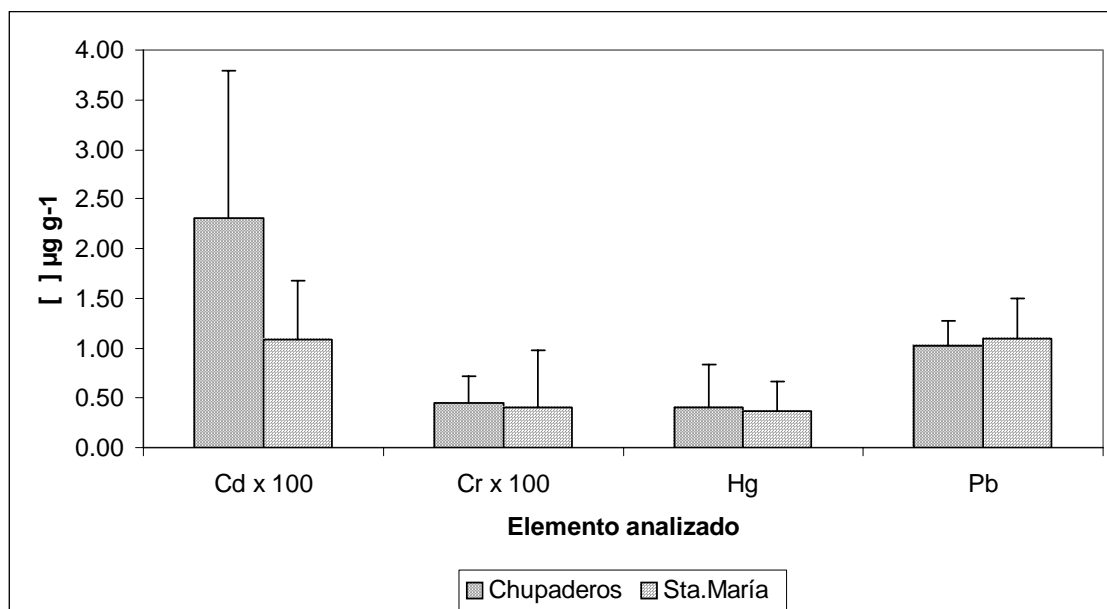


Figura 7.4.1. Concentraciones de metales pesados encontradas en el pez *Agonostomus monticola* en Chupaderos y Sta. María, en época de lluvias.

Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en el pez *Oreochromis urolepis*, durante época de lluvias, fueron similares en ambos sitios (Chupaderos y Sta. María), pero mayores que las de Cd y Cr (Figura 7.4.2). Los valores de Cd y Cr encontrados en organismos de Chupaderos fueron más bajos que los encontrados en organismos de Sta. María. Mientras que los valores de Hg y Pb fueron ligeramente más altos en organismos de Chupaderos. La concentración mínima de Cd fue ND, la máxima fue de 0.0743 µg g⁻¹, en Sta. María y un promedio de 0.1343 µg g⁻¹. El Cr alcanzó un mínimo fue ND, con promedio de 0.0057 µg g⁻¹ y un máximo de 0.0079 µg g⁻¹, en Sta. María. La concentración mínima de Hg fue ND, la máxima de 1.3263 µg g⁻¹, en Chupaderos y un promedio de 0.3960 µg g⁻¹. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de 0.7148 µg g⁻¹, en Sta. María, la máxima de 1.3345 µg g⁻¹, en Chupaderos y un promedio de 0.9956 µg g⁻¹.

En orden descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas fue la siguiente: Pb>Hg>Cd>Cr, en ambos sitios.

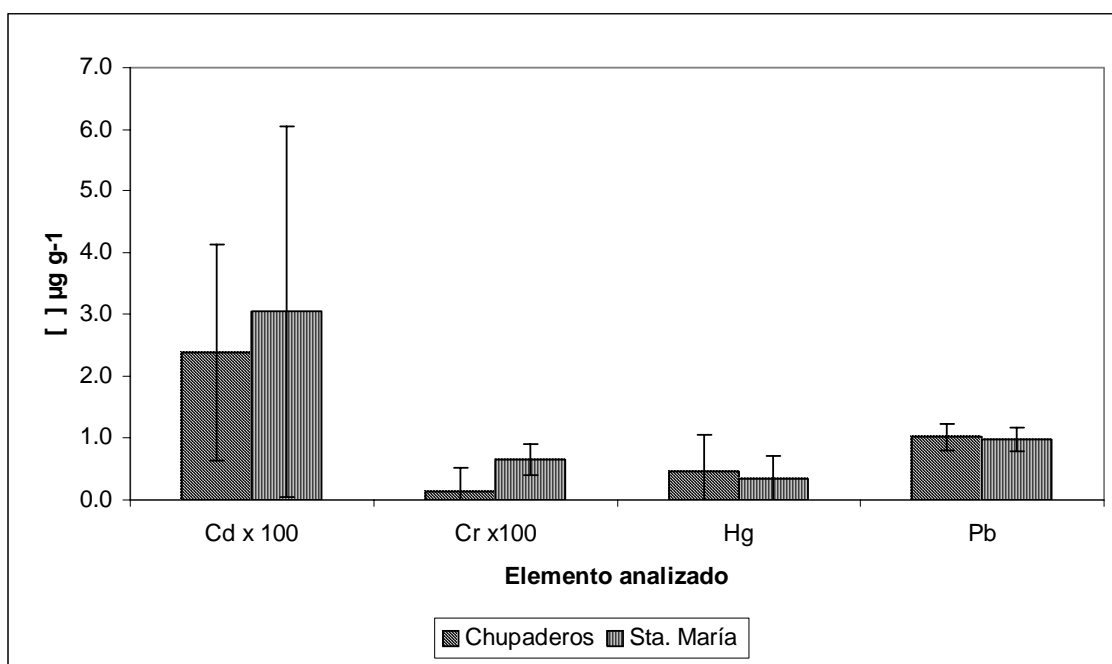


Figura 7.4.2. Comparación de las concentraciones de metales pesados encontradas en el pez *Oreochromis urolepis* recolectados en Chupaderos y Sta. María, en época de lluvias.

En el caso de *Guavina guavina*, este pez se recolectó solamente durante la época de lluvias, las concentraciones de Hg y Pb encontradas en esta especie, fueron significativamente mayores que las de Cd y Cr. Los valores de Cd, Cr y Hg en organismos de Chupaderos fueron más altos que los encontrados en organismos de El Sombrero, en tanto que los valores de Pb fueron más altos en El Sombrero (Figura 7.4.3). La concentración mínima de Cd fue ND, la máxima de 0.0706 µg g⁻¹, en Chupaderos y un promedio de 0.034 µg g⁻¹. El valor mínimo de Cr fue ND, el promedio de 0.0062 µg g⁻¹ y el máximo de 0.0076 µg g⁻¹, en El Sombrero. Para el caso del Hg, la concentración mínima fue ND, una máxima de 1.5080 µg g⁻¹, en Chupaderos y un promedio de 0.4445 µg g⁻¹. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de 0.5889 µg g⁻¹, Chupaderos, la máxima de 3.1107 µg g⁻¹, en El Sombrero y un promedio de 0.5931 µg g⁻¹. En orden descendente, la relación de las concentraciones encontradas fue la siguiente: Pb>Hg>Cr>Cd, en ambos sitios.

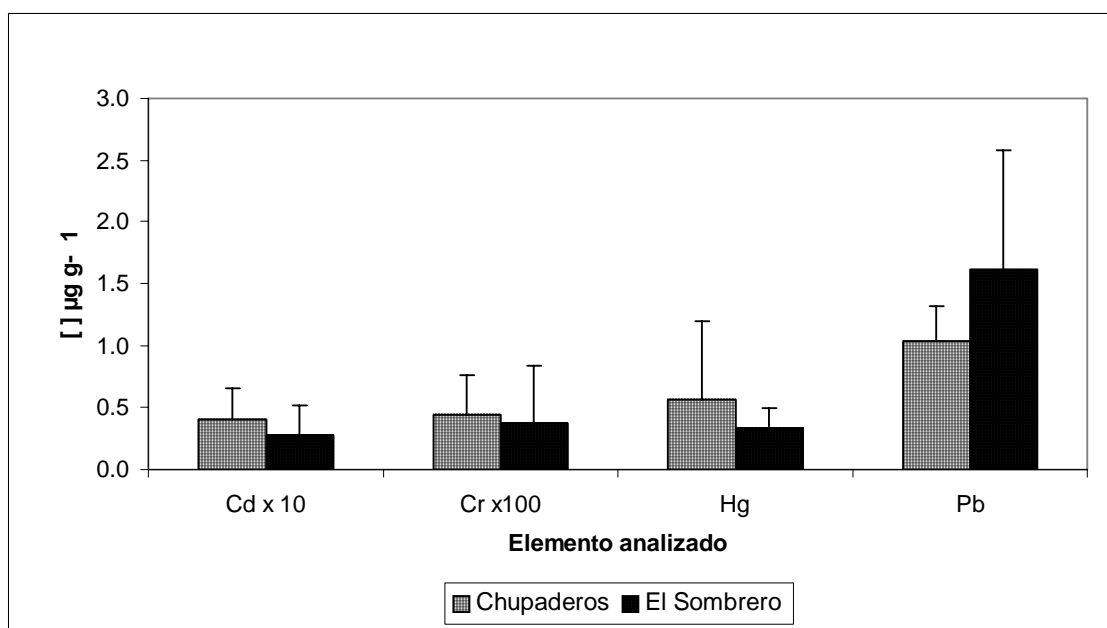


Figura 7.4.3 Comparativo de las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en, en la especie *Guavina guavina* recolectados en Chupaderos y El Sombrero, en época de lluvias.

Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en *Oreochromis urolepis* en ambos sitios (Chupaderos y Las Juntas), fueron mayores que las de Cd y Cr (Figura 7.4.4). Los valores de Cd y Hg en organismos de Chupaderos fueron más altos que los encontrados en organismos de Las Juntas, en tanto que los valores de Pb y Cr fueron más altos en Las Juntas. La concentración mínima de Cd fue ND, la máxima fue de $0.0810 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.0278 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr fue ND, el promedio de $0.0050 \mu\text{g g}^{-1}$ y el máximo de $0.0070 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos. La concentración mínima de Hg fue ND, mientras que la máxima fue de $1.3263 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.2742 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de $0.9020 \mu\text{g g}^{-1}$, en Las Juntas, la máxima de $1.3345 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $1.2497 \mu\text{g g}^{-1}$.

En orden descendente, la relación de las concentraciones encontradas fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cr} > \text{Cd}$, en Las Juntas, para Chupaderos fue $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$.

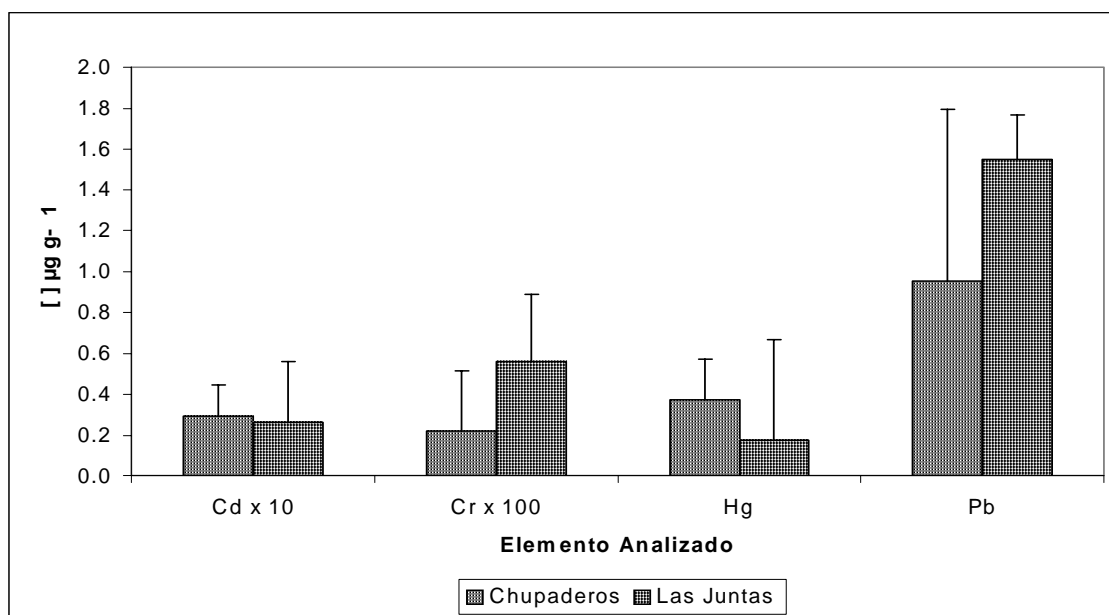


Figura 7.4.4. Concentraciones de metales pesados en especímenes de *Oreochromis urolepis*, recolectados en Chupaderos y Las Juntas, en época de estiaje.

El pez *Agonostomus monticola* se recolectó en Chupaderos, Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Hda. El Tamarindo. Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en esta especie, en los 5 sitios muestreados, fueron mayores que las de Cd y Cr, tal como se muestra en la Figura 7.4.5. La concentración mínima de Cd fue ND, la máxima fue de $0.0490 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.0156 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr fue ND, con un promedio de $0.0069 \mu\text{g g}^{-1}$ y un máximo de $0.0197 \mu\text{g g}^{-1}$, en La Batanga. Para el caso del Hg, la concentración mínima fue ND, mientras que la máxima de $1.1320 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.3811 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de $0.6509 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos, la máxima de $3.2154 \mu\text{g g}^{-1}$, en La Batanga y un promedio de $1.3449 \mu\text{g g}^{-1}$. En orden descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas fue la siguiente: Pb>Hg>Cr>Cd. Esta tendencia fue similar en los 5 sitios muestreados.

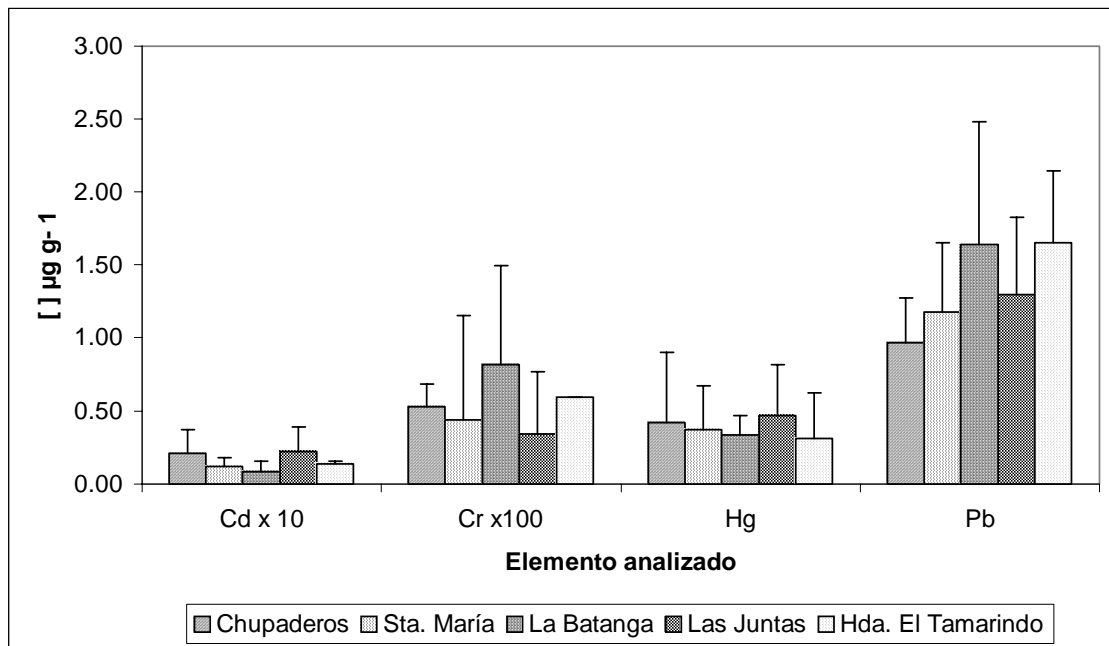


Figura 7.4.5. Concentraciones de metales pesados en peces de la especie *Agonostomus monticola* recolectados en Chupaderos, Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Hda. El Tamarindo, recolectados en época de estiaje.

Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en *Mugil curema* de los 2 sitios muestreados fueron notoriamente mayores que las de Cd y Cr, tal como se muestra en la Figura 7.4.6. Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en los 2 sitios muestreados fueron notoriamente mayores que las de Cd y Cr. La concentración mínima de Cd encontrada en esta especie fue ND, la máxima de $0.0645 \mu\text{g g}^{-1}$, en Hda. El Tamarindo y un promedio de $0.0258 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr fue ND y un promedio de $0.0067 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que el máximo encontrado fue de $0.0140 \mu\text{g g}^{-1}$, al igual que en el caso del Cd, en Hda. El Tamarindo. Para el caso del Hg, la concentración mínima fue ND, mientras que la máxima de $0.4648 \mu\text{g g}^{-1}$, en Las Juntas y un promedio de $0.1805 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de $0.7914 \mu\text{g g}^{-1}$, la máxima de $1.8284 \mu\text{g g}^{-1}$, ambas en Las Juntas, un promedio de $1.8975 \mu\text{g g}^{-1}$.

De manera descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas tanto en Las Juntas como en Hda. El Tamarindo fue la siguiente: Pb>Hg>Cd>Cr.

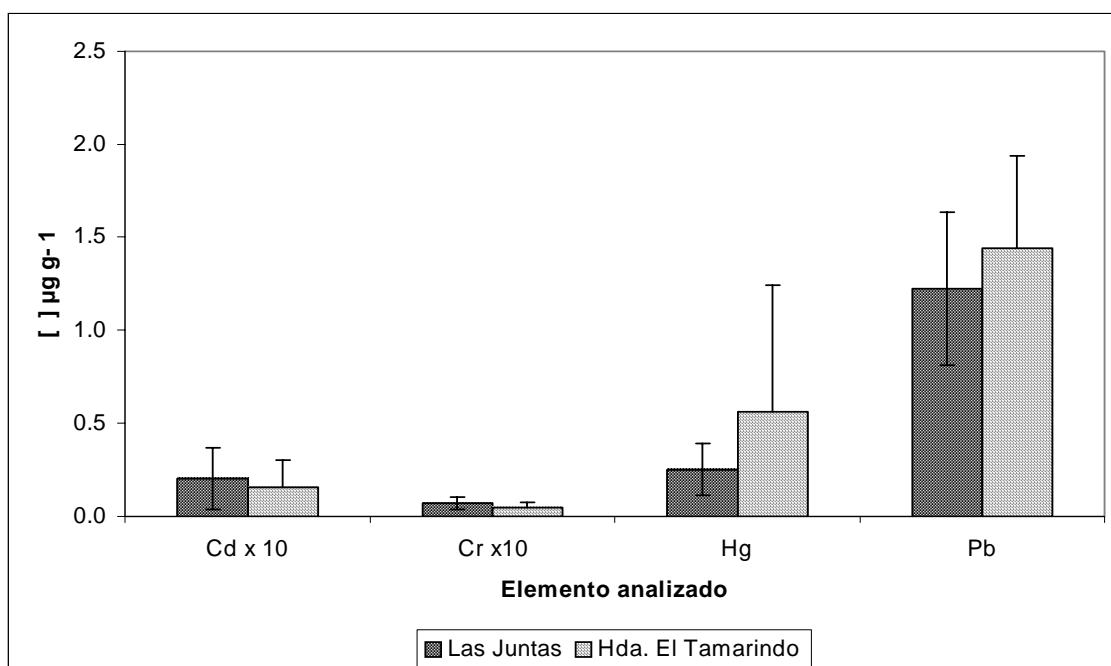


Figura 7.4.6. Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en peces de la especie *Mugil curema*, recolectados solo en 2 sitios de muestreo, en época de estiaje.

Macrobrachium digueti se recolectó en Chupaderos, Sta. María, La Batanga y Las Juntas durante la temporada de estiaje. En la Figura 7.4.7 se muestran las concentraciones de Hg y Pb encontradas en organismos de la especie, en los 4 sitios muestreados los valores fueron significativamente mayores que los de Cd y Cr. La concentración mínima de Cd en esta especie fue ND, la máxima de $0.0726 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos y un promedio de $0.0189 \mu\text{g g}^{-1}$. Los niveles de Cr variaron de un mínimo ND, a un máximo encontrado en Sta. María de $0.0219 \mu\text{g g}^{-1}$, con promedio de $0.0069 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Hg, la concentración mínima fue ND, la máxima de $0.1691 \mu\text{g g}^{-1}$, en Sta. María y se encontró un valor promedio de $0.0822 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue ND, la máxima de $5.9877 \mu\text{g g}^{-1}$, en La Batanga y un promedio de $1.5466 \mu\text{g g}^{-1}$.

En orden descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas en Chupaderos, fue la siguiente: Pb>Hg>Cr>Cd. En Sta. María, La Batanga y Las Juntas: Pb>Hg>Cd>Cr.

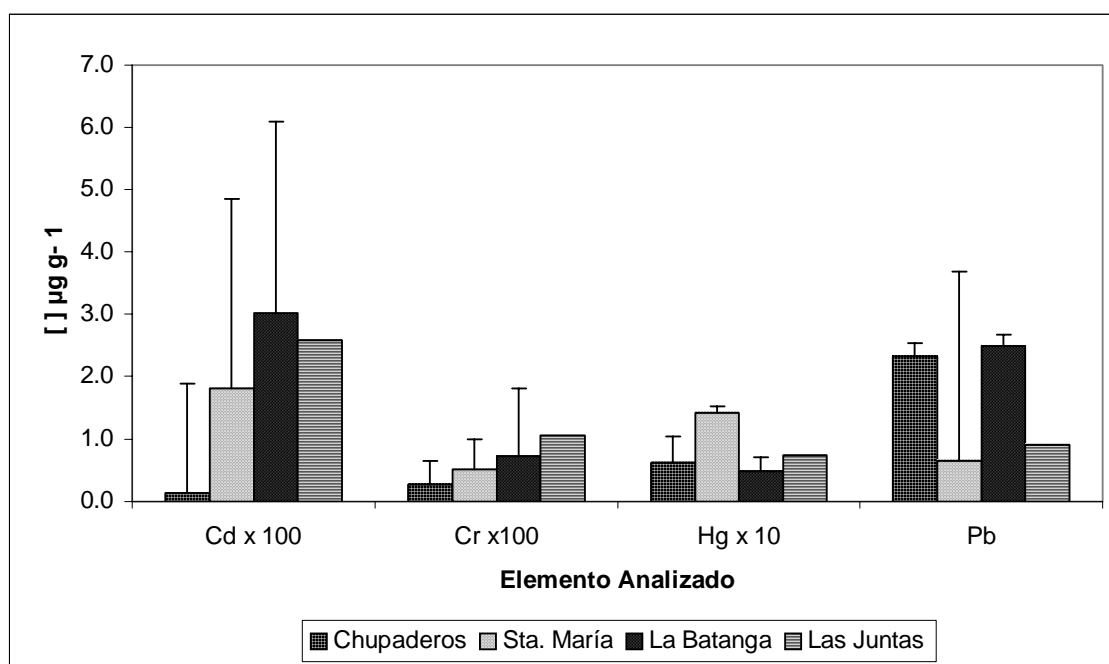


Figura 7.4.7. Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en especímenes de *Macrobrachium digueti*, muestreado en Chupaderos, Sta. María, La Batanga y Las Juntas, en época de estiaje.

Atya sp. se recolectó en Chupaderos y Hda. El Tamarindo en época de estiaje. Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en esta especie en los dos sitios muestreados, fueron mayores que las de Cd y Cr (Figura 7.4.8). La concentración mínima de Cd encontrada en esta especie fue ND, la máxima fue de $0.0645 \mu\text{g g}^{-1}$, en Hda. El Tamarindo y un promedio de $0.0289 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr encontrado fue ND, el promedio de $0.0064 \mu\text{g g}^{-1}$, con un máximo de $0.0140 \mu\text{g g}^{-1}$, ambas en Hda. El Tamarindo. Para el caso del Hg, la concentración mínima encontrada también fue ND, mientras que la máxima fue de $0.2016 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos, encontrándose un promedio de $0.1173 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue de $0.7265 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos, la máxima de $1.6215 \mu\text{g g}^{-1}$, en Hda. El Tamarindo y un promedio de $1.2269 \mu\text{g g}^{-1}$.

En orden descendente, la relación de las concentraciones encontradas en ambos sitios fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$.

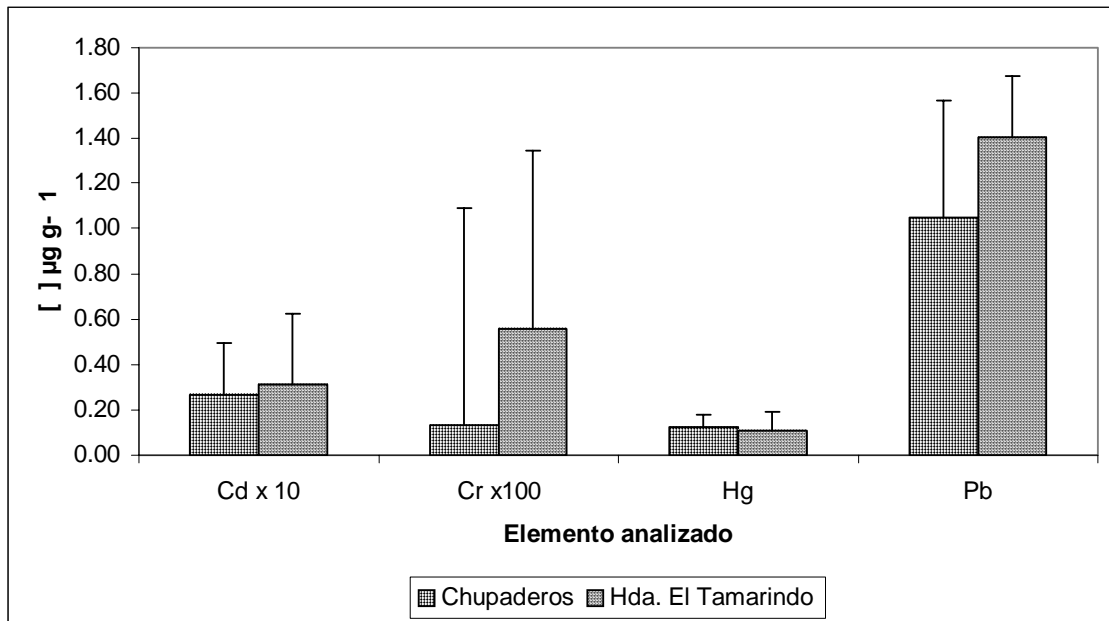


Figura 7.4.8 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en crustáceos de la especie *Atya sp*, recolectados en Chupaderos y Hda. El Tamarindo, en época de estiaje.

Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en los 2 sitios muestreados, en especies *Macrobrachium americanum* fueron notoriamente mayores que las de Cd y Cr (Figura 7.4.9). La concentración mínima de Cd encontrada en esta especie fue ND, la máxima de $0.0867 \mu\text{g g}^{-1}$, en La Batanga y un promedio de $0.0603 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr encontrado en este estudio fue ND, con un promedio de $0.0052 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que el máximo fue de $0.0087 \mu\text{g g}^{-1}$, en La Batanga. Para el caso del Hg, la concentración mínima encontrada fue de $0.0889 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras que una máxima de $0.4502 \mu\text{g g}^{-1}$, ambas en La Batanga. Además, se encontró un promedio de $0.1822 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, la concentración mínima fue ND, la máxima de $1.7986 \mu\text{g g}^{-1}$, en Chupaderos un promedio de $1.8975 \mu\text{g g}^{-1}$.

En orden descendente, la relación de las concentraciones encontradas en Chupaderos fue la siguiente: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cr}$, en tanto que para La Batanga fue: $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cr} > \text{Cd}$.

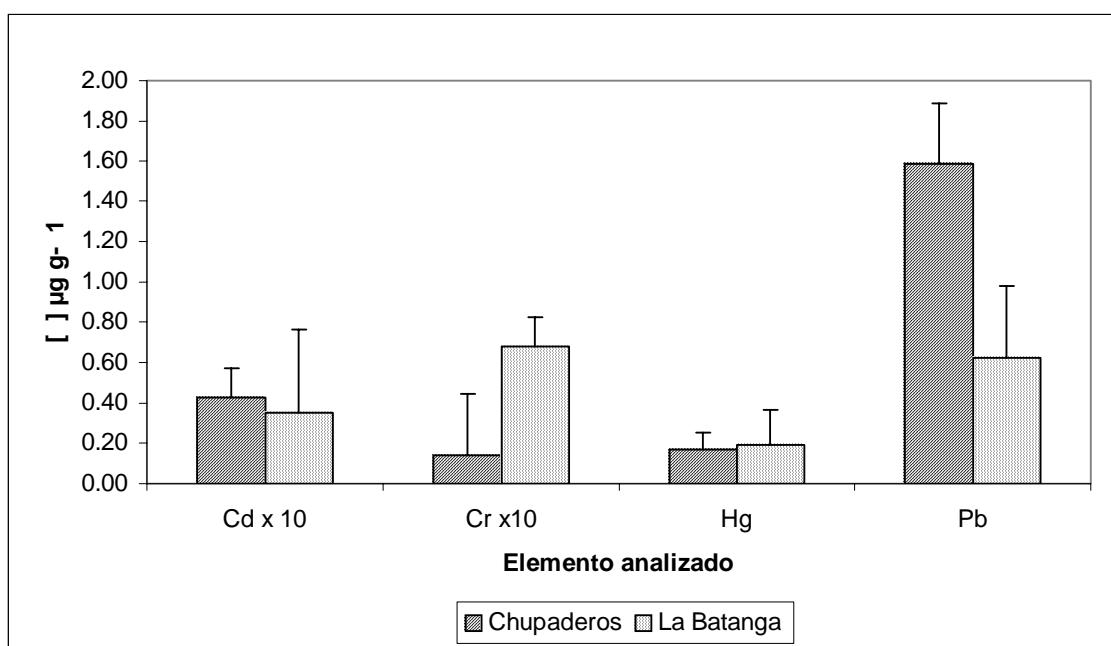


Figura 7.4.9. Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en crustáceos de la especie *Macrobrachium americanum*, recolectados en Chupaderos y La Batanga, en época de estiaje.

Las concentraciones de Hg y Pb encontradas en organismos de la especie *Macrobrachium occidentale*, en los 4 sitios muestreados fueron significativamente mayores que las de Cd y Cr (Figura 7.4.10). La concentración mínima de Cd encontrada fue ND, la máxima de $0.0520 \mu\text{g g}^{-1}$, en Las Juntas y un promedio de $0.0298 \mu\text{g g}^{-1}$. El valor mínimo de Cr fue ND, el máximo de $0.0236 \mu\text{g g}^{-1}$, en La Batanga y un promedio de $0.0093 \mu\text{g g}^{-1}$. Para el caso del Hg, la concentración mínima encontrada también fue ND, mientras que la máxima fue de $0.2694 \mu\text{g g}^{-1}$, en Nieblas. Además, se encontró un promedio de $0.1108 \mu\text{g g}^{-1}$. En cuanto al Pb, al igual que en el caso del Cd, Cr y Hg la concentración mínima fue ND. El nivel máximo encontrado fue de $1.7813 \mu\text{g g}^{-1}$, en Las Juntas y un promedio de $1.1240 \mu\text{g g}^{-1}$. En la parte alta de la zona de estudio y cercano a minas, se encuentran las estaciones de muestreo: Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Hda. El Tamarindo. Por otra parte, la estación Nieblas esta ubicada aguas abajo de otra mina y de la ciudad de El Rosario, quizá esto explica haber encontrado concentraciones de Pb igual o más altos que en otros sitios de la parte alta de la sierra: Nieblas está próximo a la desembocadura del río Baluarte. Es decir, las concentraciones

encontradas de la sierra hacia la costa no siguen una tendencia a disminuir, como sería de esperarse.

En orden descendente, la secuencia de las concentraciones encontradas en Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Nieblas fue similar: Pb>Hg>Cd>Cr, mientras que para Hda. El Tamarindo fue: Pb>Hg>Cr>Cd.

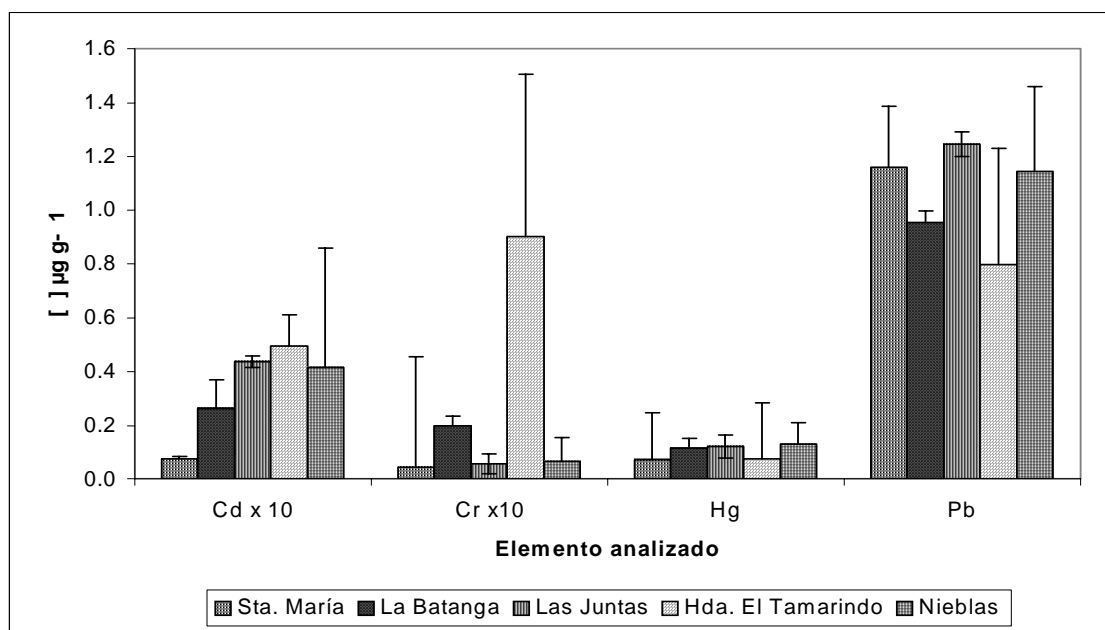


Figura 7.4.10. Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en crustáceos de la especie de *Macrobrachium occidentale*, recolectados en Sta. María, La Batanga, Las Juntas, Hda. El Tamarindo y Nieblas, en época de estiaje.

Las concentraciones de metales pesados encontrados en la totalidad de los organismos estudiados (peces y crustáceos) de diferentes sitios recolectados en época de estiaje, fueron variables (Figura 7.4.11). Las concentraciones de Pb fueron más elevadas que las de Cd, Cr y Hg, en los cuatro sitios. En orden descendente, la secuencia de Pb fue: La Batanga>Las Juntas>Nieblas>Sta. María, es importante mencionar que Sta. María, La Batanga y Las Juntas, son sitios que están próximos a minas en la parte alta de la sierra, mientras que Nieblas está ubicado aguas abajo, próximo a la desembocadura del río Baluarte. El valor mas alto de Pb se encontró en La Batanga, donde también se encontraron las concentraciones mas bajas de Cr y Hg, con esta excepción las concentraciones de Cd, Cr y Hg fueron similares en los tres sitios restantes.

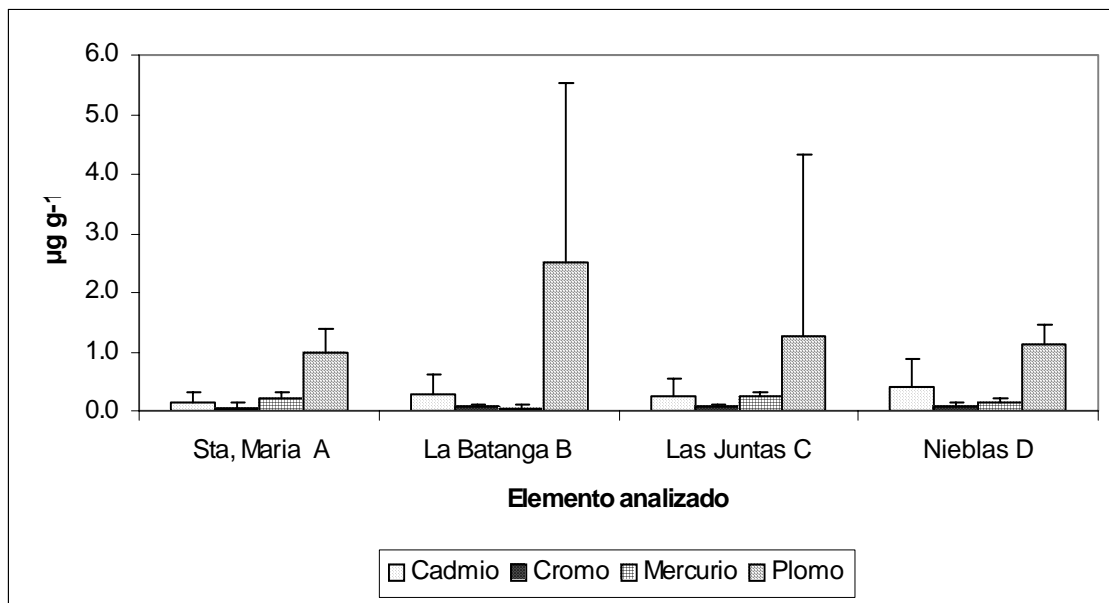


Figura 7.4.11 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en Sta. María, La Batanga, Las Juntas y Nieblas, en época de estiaje (A, B, C y D indican la distribución de los cuatro sitios comparados en orden descendente de la Sierra hacia la costa).

En época de lluvias, las concentraciones de cada uno de los metales pesados encontradas para los tres sitios (Sta. María A, La Batanga B y Las Juntas C), fueron similares. El Pb fue el elemento más abundante (Figura 7.4.12). Para Cd, la secuencia descendente de concentración fue: Las Juntas>Sta. María>La Batanga, para Cr, La Batanga>Sta. María>Las Juntas, en tanto que el Hg y el Pb presentaron el mismo comportamiento: La Batanga>Las Juntas>Sta. María.

Factores de Acumulación Biota-Sedimento (FABS) de Cd, Cr, Hg y Pb en los organismos con respecto a los sedimentos superficiales.

7.5.1 Época de estiaje.

En esta época, solamente el Hg alcanzó FABS >1. En el sitio El sombrero, (sitio adyacente a la mina de Pánuco); en la especie *Guavina guavina*, en Chupaderos, (próximo aguas abajo de esta misma mina); para las especies *Agonostomus monticola*, *Oreochromis urolepis*, *Guavina guavina* y *Goviesot fluviatilis*. En la Batanga y Las Juntas (aguas abajo de la mina Plomosas); en

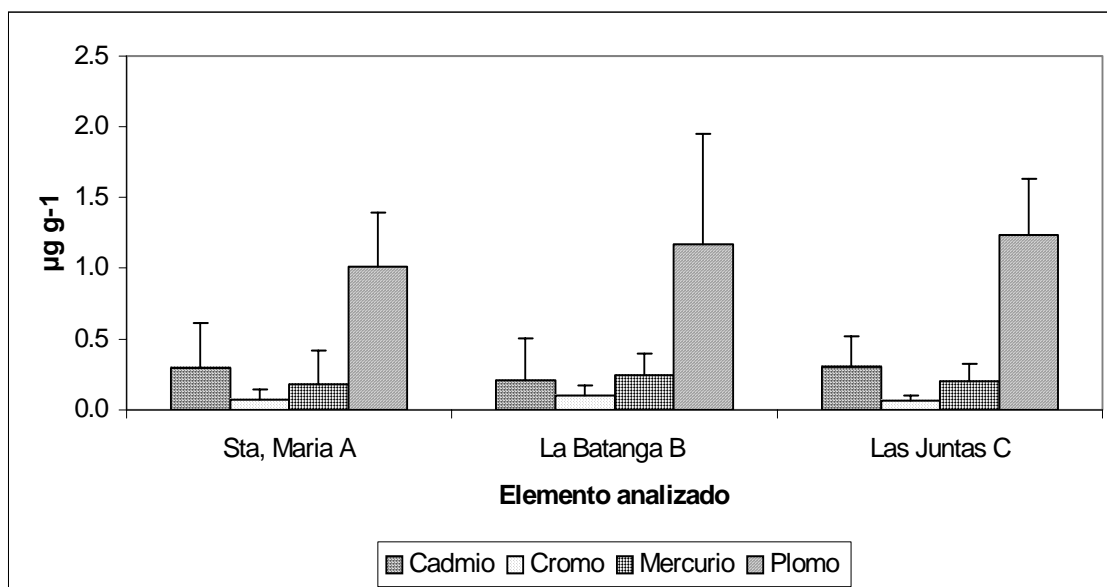


Figura 7.4.12 Concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb en Sta. María, La Batanga y Las Juntas, en época de lluvias (A, B y C indican solamente la distribución de los tres sitios comparados en orden descendente de la Sierra hacia la costa).

Agonostomus monticola, en Hda. El Tamarindo (aguas arriba, próximo a la ciudad de El Rosario); en las especies *Agonostomus monticola* y *Mugil curema*. Los organismos acuáticos tienen diferentes gradientes de acumulación de metales pesados, dependiendo de sus estrategias metabólicas y del metal absorbido; un organismo que no es capaz de regular las concentraciones de metales es un acumulador extremo o neto, porque elimina cantidades de metales menores a las que absorbe (Phillips y Rainbow, 1989). Por otra parte, los organismos capaces de regular las concentraciones de metales pesados tienen un gradiente de acumulación bajo porque mantienen constantes las concentraciones de metales absorbidos (Phillips y Rainbow, 1993). De acuerdo a los resultados del FABS obtenidos en las especies analizadas (Tabla 7.5.1.1), el principal bioacumulador fue *Agonostomus monticola*; con FABS > 1 en 4 sitios diferentes (Chupaderos, La Batanga, Las Juntas y Hda. El Tamarindo); seguido por *Guavina guavina*: en 2 sitios diferentes (El Sombrero y Chupaderos). En *Oreochromis urolepis* solo se presentó un caso de bioacumulación; en Chupaderos. Las especies de la familia Mugilidae son buenos bioacumuladores de metales pesados por sus hábitos alimenticios (Omnívoro, microfauna y flora,

diatomeas, algas filamentosas, sedimentos finos orgánicos) y por su longevidad (Simonin *et al.*, 1994).

Tabla 7.5.1.1 FABS de los organismos (peces y crustáceos) con respecto a los sedimentos superficiales, en la temporada de estiaje.

ESPECIE	SITIO	CADMIO	Crx10 ⁻⁴	MERCURIO	PLOMO
<i>Guavina guavina</i>	El Sombrero	0.05	0.7	1.6	0.04
<i>Agonostomus monticola</i>	Chupaderos	0.16	0.9	1.5	0.05
<i>Oreochromis urolepis</i>	Chupaderos	0.23	0.4	1.4	0.05
<i>Guavina guavina</i>	Chupaderos	0.32	0.7	2.1	0.05
<i>Goviesot fluviatilis</i>	Chupaderos	0.43	0.7	1.0	0.06
<i>Macrobrachium digueti</i>	Chupaderos	0.01	0.4	0.2	0.12
<i>Atya sp</i>	Chupaderos	0.21	0.2	0.6	0.08
<i>Macrobrachium americanum</i>	Chupaderos	0.33	0.2	0.6	0.08
<i>Agonostomus monticola</i>	Sta. María	0.03	0.1	0.8	0.03
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Sta. María	0.02	0.9	0.4	0.06
<i>Macrobrachium digueti</i>	Sta. María	0.05	0.1	0.8	0.03
<i>Agonostomus monticola</i>	La Batanga	0.01	0.1	1.2	0.07
<i>Macrobrachium americanum</i>	La Batanga	0.04	0.8	0.6	0.03
<i>Macrobrachium occidentale</i>	La Batanga	0.03	0.2	0.4	0.04
<i>Macrobrachium digueti</i>	La Batanga	0.03	0.9	0.2	0.11
<i>Mugil curema</i>	Las Juntas	0.03	0.8	0.7	0.04
<i>Oreochromis urolepis</i>	Las Juntas	0.03	0.6	0.5	0.05
<i>Agonostomus monticola</i>	Las Juntas	0.03	0.4	1.3	0.04
<i>Macrobrachium digueti</i>	Las Juntas	0.03	0.1	0.2	0.03
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Las Juntas	0.06	0.1	0.3	0.04
<i>Mugil curema</i>	Hda. El Tamarindo	0.08	0.1	2.3	0.04
<i>Agonostomus monticola</i>	Hda. El Tamarindo	0.07	0.2	1.3	0.04
<i>Oreochromis urolepis</i>	Hda. El Tamarindo	0.05	0.2	0.1	0.02
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Hda. El Tamarindo	0.25	0.4	0.3	0.02
<i>Atya sp</i>	Hda. El Tamarindo	0.16	0.1	0.4	0.04
<i>Oreochromis sp</i>	Iguanero	0.12	0.1	0.9	0.04
	Promedio	0.11	0.1	0.8	0.05
	Desviación estándar	0.12	0.5	0.6	0.03

7.5.2 Época de lluvias

Al igual que en época de estiaje, el FABS fue mayor a la unidad en algunas especies y sitios, como fue el caso del sitio El Sombrero (adyacente a la mina de Pánuco); en la especie *Macrobrachium americanum* y *Guavina guavina*. En Sta. María (aguas abajo de la mina Plomosas); en las especies *Agonostomus monticola* y *Oreochromis urolepis*, en La Batanga y Las Juntas (aguas abajo de la mina Plomosas); en la especie *Agonostomus monticola*. Tal como se

muestra en la Tabla 7.5.2.1, en época de lluvias el principal bioacumulador encontrado fue la especie *Agonostomus monticola*, al igual que en época de estiaje. En época de estiaje fue mayor el número de casos en que se presentaron los FABS>1.

Las concentraciones de la mayoría (Cd, Hg y Pb) de los metales pesados considerados en este estudio fueron similares en época de estiaje con respecto a época de lluvias, tal como lo muestran las Tablas 7.5.1.1 y 7.5.2.1. Sin embargo, en el caso del Cr, las concentraciones encontradas en organismos (peces y crustáceos) en época de estiaje fueron diez veces mayores que las encontradas en época de lluvias, esto puede ser explicado por el fenómeno de evaporación que es tan marcada en la zona de estudio, influyendo en la concentración de metales (Hylander *et al.*, 2000).

Tabla 7.5.2.1 FABS de los organismos (peces y crustáceos) con respecto a los sedimentos superficiales, en la temporada de lluvias.

ESPECIE	SITIO	CADMIO	Cr $\times 10^{-4}$	MERCURIO	PLOMO
<i>Guavina guavina</i>	El Sombrero	0.04	0.04	3.0	0.05
<i>Macrobrachium americanum</i>	El Sombrero	0.04	0.06	1.4	0.04
<i>Agonostomus monticola</i>	Chupaderos	0.16	0.07	0.5	0.08
<i>Oreochromis urolepis</i>	Chupaderos	0.14	0.03	0.7	0.07
<i>Guavina guavina</i>	Chupaderos	0.25	0.01	0.8	0.07
<i>Goviesot fluviatilis</i>	Chupaderos	0.33	0.01	0.4	0.08
<i>Atya sp</i>	Chupaderos	0.16	0.03	0.2	0.07
<i>Oreochromis urolepis</i>	Sta. María	0.12	0.01	1.8	0.04
<i>Agonostomus monticola</i>	Sta. María	0.03	0.06	1.9	0.04
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Sta. María	0.17	0.03	0.4	0.04
<i>Macrobrachium digueti</i>	Sta. María	0.07	0.01	0.2	0.04
<i>Agonostomus monticola</i>	La Batanga	0.02	0.02	1.5	0.10
<i>Macrobrachium americanum</i>	La Batanga	0.11	0.01	0.8	0.04
<i>Macrobrachium occidentale</i>	La Batanga	0.08	0.01	0.5	0.06
<i>Macrobrachium digueti</i>	La Batanga	0.09	0.02	0.2	0.15
<i>Mugil curema</i>	Las Juntas	0.05	0.08	0.6	0.06
<i>Oreochromis urolepis</i>	Las Juntas	0.07	0.06	0.4	0.07
<i>Agonostomus monticola</i>	Las Juntas	0.06	0.04	1.2	0.06
<i>Macrobrachium digueti</i>	Las Juntas	0.07	0.01	0.2	0.04
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Las Juntas	0.12	0.07	0.3	0.06
<i>Oreochromis sp</i>	Hda. El Tamarindo	0.03	0.04	0.8	0.03
<i>Macrobrachium occidentale</i>	Hda. El Tamarindo	0.10	0.08	0.2	0.04
<i>Macrobrachium americanum</i>	Hda. El Tamarindo	0.05	0.01	0.7	0.02
	Promedio	0.10	0.01	0.8	0.06
	Desv. Estándar	0.07	0.01	0.7	0.03

En el mundo existen diferentes áreas que están influenciadas por actividades de extracción mineral. Los niveles de contaminación por metales pesados presentan fluctuaciones de un área a otra, esto dependiendo de las cantidades de metales extraídas. Sin embargo, conocerlas nos permite tener una visión general acerca del nivel de contaminación en que cada uno de estos sitios se encuentra y establecer comparaciones, como se muestra en las Tablas 7.5.3 y 7.6.3.

En un estudio realizado en el río San Joe, Idaho las concentraciones más altas de Cd y Pb se encontraron en organismos de nivel trófico superior, debido al fenómeno de biomagnificación (Bruggeman 1982, Watras y Huckabee 1994). Además, en ese sitio de estudio se encontraron las concentraciones más altas de metales pesados en peces recolectados de 100 sitios a través del territorio estadounidense en el periodo de 1976 a 1984 (Lowe *et al.* 1985, Schmitt y Brumbaugh 1990). Otro factor muy importante en el fenómeno de biomagnificación es el tipo de ingesta de cada organismo. En los ríos Coursivo y Leblond, Brasil, se midieron las concentraciones de Hg en músculo de especies de distintos niveles tróficos y de acuerdo a los hábitos alimenticios de cada organismo se encontró la siguiente secuencia de concentración de este elemento: piscívoros>omnívoros y carnívoros>herbívoros, perifitófagos y bentívoros. No se encontraron diferencias significativas ($P<0.05$) en las concentraciones del río Courcibo con respecto al río Leblond, esto debido a la movilidad de los peces (Boudou *et al.* 2005). Aunque es importante señalar que si los metales pesados en el agua o sedimento no se encuentran biodisponibles para los organismos, estos no se acumularán en los mismos, como fue el caso en un estudio realizado en el río Guadalquivir, España. En dicho estudio se cuantificaron el Cd y el Pb en el tejido muscular de *Liza ramada*, las concentraciones encontradas fueron bajas, en el orden que no representan riesgo para la salud humana (Blasco *et al.* 1999).

En el periodo comprendido entre 1987 a 1998 las concentraciones de Hg encontradas en el Río Tapajós, Brasil han aumentado debido a que este metal es bioconcentrado en los peces, aunado a esto la extracción de oro en la zona se sigue haciendo por amalgamiento con mercurio a cielo abierto y aunque los

riesgos a la salud humana son bien conocidos, los trabajadores de las minas manipulan el mercurio sin conocer el peligro que ello implica (Dos Santos *et al.* 2000).

Por otra parte, en el río Urumea, España se realizó un estudio en tejido de diferentes especies de peces, los resultados obtenidos revelaron la acumulación de Cd, Cr y Hg en branquias e hígado, pero no se encontraron concentraciones importantes en el tejido muscular. Los niveles de metales pesados más elevados se encontraron en peces recolectados aguas abajo de las zonas de minas donde el río recibe los escurrimientos de la planicie; zona en la que se realizan actividades industriales y agrícolas, identificadas por los autores como las principales fuentes de enriquecimiento de metales pesados y materia orgánica (Sánchez *et al.* 1998).

En el presente estudio, las concentraciones de Cd, Cr, Hg y Pb fueron notoriamente más bajas que las obtenidas en estudios similares, esto se debe quizá a que la importancia comercial de estos sitios mineros es mayor en cuanto a su extensión de territorio explorado y actualmente explotado, principalmente en la extracción de oro, tal como se muestran en la Tabla 7.5.3 (excepto en el estudio realizado en Río Guadalquivir, España), Como punto de comparación de lo antes mencionado puede destacarse que la zona de actividad minera del río Tapajós, Brasil comprende 170,000 km² (Leal *et al.* 1994), mientras que la zona de exploración y explotación mineral en el río Baluarte, México es de menos de 1900 km² (INEGI, 2000). Esto puede ser la causa de las diferencias tan marcadas que existen entre este sitio de estudio con respecto a los sitios comparados.

Tabla 7.5.3 Estudios realizados en tejido muscular de diversas especies de peces y crustáceos recolectados en diferentes ríos del mundo; influenciados directamente por actividades mineras.

Especie	Concentraciones en $\mu\text{g g}^{-1}$				Sitio de Estudio	Referencia
	Cd	Cr	Hg	Pb		
<i>Lampetra appendix</i>	3.1	-	-	0.2	Río San Joe, Idaho, USA	Farag, et al. 1998
<i>Glossolepis insciscus</i>	119.5	-	-	102.7	Río San Joe, Idaho, USA	Farag, et al. 1998
<i>Perca flavescens</i>	0.6	-	0.33	15.1	Río St. Joe, Idaho, USA	Farag, et al. 1998
<i>Salmo trutta fario</i>	<1.6	<3	-	7.9	Río Urumea, España	Sánchez et al. 1998
<i>Anguila anguila</i>	<3	<3	-	4.5	Río Urumea, España	Sánchez et al. 1998
<i>Chelon labrosus</i>	<0.1	<3	-	<5	Río Urumea, España	Sánchez et al. 1998
<i>Cichla sp.</i>	-	-	375.9±155.3	-	Río Tapajós, Amazonas, Brasil	Dos Santos et al. 2000
<i>Lissa ramada</i>	0.001±0.001	-	-	0.04±0.01	Río Guadalquivir, España.	Blasco et al. 1999
<i>Krobia guianensis</i>	-	-	8.1±0.4	-	Río Leblond, Amazonas, Brasil	Boudou et al. 2005
<i>Krobia guianensis</i>	-	-	8±1.5	-	Río Courcibo, Amazonas, Brasil	Boudou et al. 2005
<i>Macrobrachium kerathurus</i>	0.003±0.003	-	-	0.07±0.02	Río Guadalquivir, España.	Blasco et al. 1999
<i>Peneus longirostris</i>	0.05±0.02	-	-	0.09±0.02	Río Guadalquivir, España.	Blasco et al. 1999
<i>Mugil curema</i>	0.02±0.015	<0.005	0.449±0.556	1.359±0.469	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Agonostomus monticola</i>	0.017±0.013	<0.005	0.389±0.326	1.237±0.527	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Guavina guavina</i>	0.026±0.021	<0.005	0.386±0.361	1.323±0.647	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Oreochromis sp.</i>	0.018±0.021	<0.005	0.351±0.301	1.311±0.358	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Goviesot fluviatilis</i>	0.055±0.063	<0.005	0.270±0.192	1.193±0.449	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Oreochromis urolepis</i>	0.027±0.023	<0.005	0.274±0.356	1.159±0.577	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Macrobrachium digueti</i>	0.021±0.024	<0.005	0.082±0.047	1.194±1.311	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Macrobrachium americanum</i>	0.030±0.030	0.037±0.095	0.170±0.109	1.099±0.853	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Macrobrachium occidentale</i>	0.040±0.032	0.020±0.059	0.098±0.048	1.113±0.450	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
<i>Atya sp.</i>	0.029±0.024	<0.005	0.118±0.061	1.201±0.442	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio

Niveles de Cd, Cr, Hg y Pb en los sedimentos superficiales de los sitios de estudio durante las temporadas de estiaje y lluvias.

Los límites de detección de los metales analizados en sedimentos superficiales, calculados para el método empleado, fueron los siguientes: Cd=0.002 $\mu\text{g g}^{-1}$, Cr= 0.010 $\mu\text{g g}^{-1}$, Hg= 0.014 $\mu\text{g g}^{-1}$ y Pb= 0.042 $\mu\text{g g}^{-1}$. Las concentraciones encontradas que fueron inferiores a estos valores se consideraron como No Detectado (ND).

Tal como se muestra en la Figura 7.6.1, la concentración menor de Cd se encontró en el sitio Las Juntas (0.08 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que la mayor (0.34 $\mu\text{g g}^{-1}$) se encontró en Sta. María. Para el caso del Cr, la concentración menor se midió en Iguanero (9.60 $\mu\text{g g}^{-1}$), la mayor (90.16 $\mu\text{g g}^{-1}$), en Las Juntas. Con respecto al Hg, la concentración mínima detectada fue de 0.17 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Sta. María) y la máxima de 0.47 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Iguanero). Finalmente para el caso del Pb, la concentración mínima (17.49 $\mu\text{g g}^{-1}$) se detectó en Majahual, en tanto que la máxima (38.46 $\mu\text{g g}^{-1}$) se encontró en Hda. El Tamarindo. La secuencia de las concentraciones encontradas en época de estiaje, para los sitios: El Rosario, Chupaderos, La Batanga y Las Juntas, en orden descendente fue la siguiente: Cr>Pb>Hg>Cd. Excepto los sitios El Sombrero y Sta. María: Cr>Pb>Cd>Hg. Iguanero y El Tamarindo no comparten patrón de comportamiento alguno entre sí, ni con los anteriormente señalados.

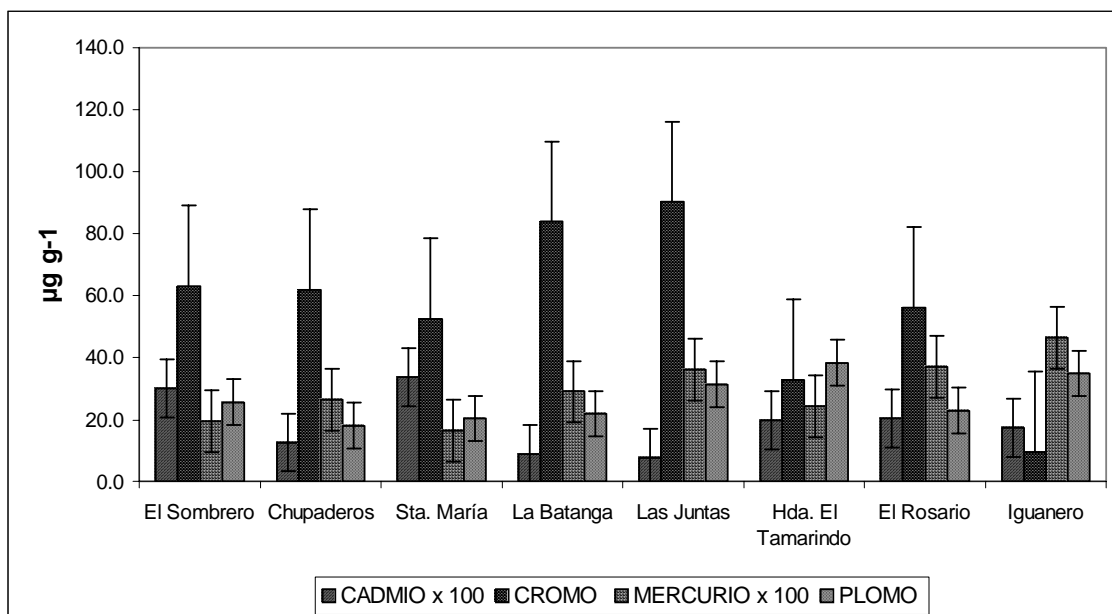


Figura 7.6.1 Concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de la cuenca del Río Baluarte, Sinaloa, en los sitios muestreados en época de estiaje.

La concentración menor de Cd se encontró en Chupaderos ($0.12 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que la mayor ($0.64 \mu\text{g g}^{-1}$) se encontró en El Sombrero. Para el caso del Cr, la concentración menor se midió en Chupaderos ($29.69 \mu\text{g g}^{-1}$), la mayor ($106.93 \mu\text{g g}^{-1}$) en Hda. El Tamarindo. Con respecto al Hg, la concentración mínima detectada fue de $0.19 \mu\text{g g}^{-1}$ (Sta. María) y la máxima de $1.08 \mu\text{g g}^{-1}$ (El Sombrero). Finalmente para el caso del Pb, la concentración mínima ($16.14 \mu\text{g g}^{-1}$) se detectó en La Batanga, en tanto que la máxima ($37.13 \mu\text{g g}^{-1}$) se encontró en Hda. El Tamarindo. La secuencia de las concentraciones encontradas en época de lluvias, para los sitios: Hda. El Tamarindo, La Batanga y Sta. María en orden descendente fue la siguiente: $\text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Hg}$. En tanto que para los sitios El Sombrero, Las Juntas y Chupaderos, la secuencia fue $\text{Cr} > \text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd}$.

En promedio, las concentraciones obtenidas de Cd, Cr y Hg en sedimentos fueron mayores en época de lluvias que en estiaje. Esto quizá porque durante las precipitaciones; por un lado, se da el arrastre del material sedimentario hacia los cuerpos receptores y por otro, el aumento temporal del caudal del río, resultando en la remoción e incremento de los metales, en estas condiciones,

las concentraciones de metales en la fase suspendida puede dominar sobre la fase disuelta (Horowitz, 1988). Las concentraciones encontradas de Pb fueron mayores en época de estiaje que en lluvias.

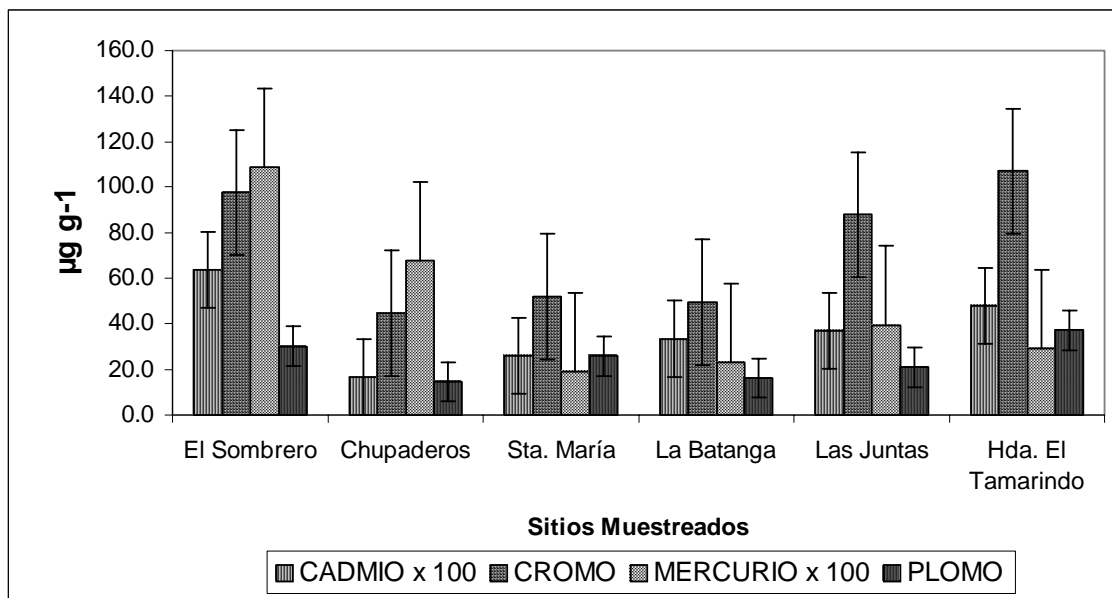


Figura 7.6.2 Concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de la cuenca del Río Baluarte, Sinaloa, en los 6 sitios muestreados en época de lluvias.

El estudio de la acumulación o enriquecimiento por metales pesados en los sedimentos se basa en la normalización geoquímica y nos permite, entre otras cosas, conocer el Factor de Enriquecimiento (FE), el cual ha sido utilizado en estudios de ecotoxicología y química ambiental como marco de referencia y considera los elementos mas abundantes de la corteza terrestre tales como el Al, Li y Fe (Andersen, 1965; Lundqvist, 1965; Griffin *et al.* 1968; Loring y Nota 1973).

Para el análisis del Factor de Enriquecimiento (FE) se tomaron las concentraciones promedio obtenidas para cada metal. El FE nos permite apreciar que en el caso del Cd, el valor obtenido fue mayor que el valor natural tomado como referencia (Green-Ruiz, 1996), tanto en época de estiaje como de lluvias. Sin embargo, puede considerarse como un sitio no contaminado, según el criterio de nivel de contaminación considerado en este estudio para

Cd (FE<2). Por otra parte, el Cr, Hg y Pb no presentan enriquecimiento alguno en ninguna de las dos épocas climáticas. Además puede mencionarse que en general, los valores obtenidos (Cr, Hg y Pb) son notoriamente menores que los valores de referencia considerados (Tabla 7.6.1). Los 5 criterios de nivel de contaminación utilizados fueron: FE<2= No contaminado, FE 2-5= Moderadamente contaminado, FE 5-20= Significativamente contaminado, FE 20-40= Muy fuertemente contaminado, FE >40= Extremadamente contaminado (Andrews y Sutherland 2004).

Tabla 7.6.1 Factor de Enriquecimiento de los metales analizados (Cd, Cr, Hg y Pb) en los sedimentos superficiales estudiados

	CADMIO	CROMO	MERCURIO	PLOMO
*VALOR REFERENCIA	0.4	13.5	0.3	12
ESTIAJE	0.91	0.81	0.19	0.41
LLUVIAS	1.42	0.84	0.27	0.37

*Los valores de referencia de Cd, Cr y Pb, pertenecen a muestras de sedimento tomadas en la sierra de Sinaloa; de las presas López Mateos y Sanalona (Green-Ruiz, 1996) y el Hg a Moore *et al.* (1984).

El análisis de correlación realizado entre los metales, materia orgánica y tamaño de grano nos muestra que no existe correlación significativa ($p>0.05$) entre ellos. Esto puede ser explicado porque las cantidades de materia orgánica adsorbida en los sedimentos superficiales fueron pequeñas (Tabla 7.6.2).

Tabla 7.6.2 Coeficientes de correlación entre los metales analizados (Cd, Cr, Hg y Pb), la materia orgánica y el tamaño de grano de los sedimentos superficiales estudiados.

	CADMIO	CROMO	MERCURIO	PLOMO	TAMAÑO GRANO
ESTIAJE	0.260	0.492	0.183	0.015	0.475
LLUVIAS	0.129	0.318	0.059	0.015	-0.827

Nota: Los valores >0.602 representan la existencia de una correlación (Jerrold, 1999).

En este estudio, en el caso del Cr, el valor encontrado en la muestra de jal (muestra única obtenida de Pánuco: 32°25'33" N y 106°55'16") fue dos veces mayor ($110.9 \mu\text{g g}^{-1}$) y el Pb tres veces menor ($65.7 \mu\text{g g}^{-1}$) que los valores de estos dos elementos encontrados en otros estudios donde se analizaron jales mineros (Tabla 7.6.3). La concentración de Cd encontrada en este estudio fue menor ($0.354 \mu\text{g g}^{-1}$) que las encontradas en los dos sitios mencionados en la Tabla 7.6.3 ($17.5 \mu\text{g g}^{-1}$ y $5.14 \mu\text{g g}^{-1}$) donde se analizaron jales. En el caso del Hg, la muestra analizada mostró concentraciones menores que las encontradas en jales del distrito minero, Mieres, España (Fernandez *et al.* 2006), donde el valor encontrado fue de $29304 \mu\text{g g}^{-1}$, notoriamente más elevado que el encontrado en este estudio (río Baluarte, México; $0.974 \mu\text{g g}^{-1}$). Es importante destacar que el distrito minero, Mieres, España es de mayor importancia comercial a nivel mundial en cuanto a extracción de oro, mercurio y plata, principalmente. A finales de los 60 y principios de los 70 esta mina alcanzó el segundo lugar a nivel mundial con una producción de 500 barriles/mes de Hg (34.5 kg/barril), no obstante a partir de los 80 hasta la fecha es el principal productor de Hg a Nivel mundial (Fernandez *et al.* 2006). Mientras que en un estudio realizado en el distrito minero de Guanajuato, México, que comprende un área de 320 km^2 se encontraron concentraciones promedio de Cd, Cr y Pb en el orden de $5.14 \mu\text{g g}^{-1}$, $56.07 \mu\text{g g}^{-1}$ y $226.2 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente, concluyendo que las concentraciones de Cd y Pb, entre otros, son mayores en jales antiguos que en jales recientes (Mendoza *et al.* 2006). En el presente estudio (río Baluarte, México), las concentraciones promedio de Cd, y Pb encontradas en jales analizados fueron menores ($0.354 \mu\text{g g}^{-1}$ y $65.7 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) que en el distrito minero antes mencionado (distrito minero de Guanajuato), en tanto que los niveles de Cr fueron mayores ($110.9 \mu\text{g g}^{-1}$).

En un estudio realizado por Sánchez *et al.* (1998) en el río Urumea, España (Tabla 7.6.3), zona de confluencia de drenajes de desechos mineros, industriales, agrícolas y de asentamientos humanos y un área de 240 km^2 , se encontraron las concentraciones mas altas de Cd ($24.0 \mu\text{g g}^{-1}$), Cr ($5000 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb ($1150 \mu\text{g g}^{-1}$); sin embargo, es importante mencionar que en 1983, al presentarse una precipitación extraordinaria se desbordaron los depósitos de

desechos, arrastrando aproximadamente 10,000 ton de estos hacia el río Urumea, alcanzando niveles de Pb hasta de $6,700 \mu\text{g g}^{-1}$ (Sola *et al.* 1991).

Spring River Basin, USA es un área que comprende 6600 km^2 , influenciada por actividades de extracción mineral en el distrito central minero de los Estados Unidos, aunque con el paso del tiempo su producción de Pb y Cd ha ido en decadencia y no obstante a los programas de remediación aplicados en esta zona, las concentraciones de Pb y Cd ($16.3 \pm 0.6 \mu\text{g g}^{-1}$ y $183 \pm 12.0 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) son mas elevadas que las encontradas en estudios similares en otras partes del mundo (Horowitz y Elrick. 1988, Sánchez *et al.* 1998, Fernandez *et al.* 2006, Costa *et al.* 2003).

En nuestro país, en un estudio realizado en el río Marabasco, Colima, los autores concluyen que los resultados que se obtuvieron en cuanto a las concentraciones de Cd y Pb ($3.8 \pm 1.2 \mu\text{g g}^{-1}$ y $1.0 \pm 0.2 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente), fueron mucho menores, comparados con resultados obtenidos en otras partes del mundo (Marmolejo *et al.* 2007). En este estudio (río Baluarte, México) las concentraciones de Cd encontradas fueron menores que en el río Marabasco ($0.287 \pm 0.116 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que las de Pb fueron mayores ($25.1 \pm 5.81 \mu\text{g g}^{-1}$).

Tabla 7.6.3 Estudios realizados en sedimentos superficiales de distintos ríos del mundo, situados en áreas influenciadas directamente por actividades mineras.

Concentraciones en $\mu\text{g g}^{-1}$				Textura	Sitio de Estudio	Referencia
Cd	Cr	Hg	Pb			
14.7±0.6	-	-	123±6	Arena fina	Spring River Basin, Oklahoma, USA	Angelo et al. 2007
16.3±0.6	-	-	183±12	Limo	Spring River Basin, Oklahoma, USA	Angelo et al. 2007
-	58	-	10	Limo	Río Nemadji, Wisconsin, USA	Horowitz y Elrick. 1988
-	79	-	39	Limo	Río Patuxent, Maryland, USA	Horowitz y Elrick. 1988
-	51	-	28	Limo	Río Yaharra, Wisconsin, USA	Horowitz y Elrick. 1988
0.6	-	0.08	90	*	Río Spokane, Idaho, USA	Horowitz y Elrick. 1988
24	5000	14	1150	Limo	Río Urumea, España	Sánchez et al. 1998
0.68	-	-	1140	Limo	Río Tinto Odiel, España	Morillo et al. 2002
17.5	373	29304	86	Jales	Distrito Minero Mieres, España	Fernandez et al. 2006
0.14±0.14	-	-	13.5±11.9	Limo	Río Gualaxo, Brasil	Costa et al. 2003
-	-	1431±286	-	*	Río Leblond, Amazonas, Brasil	Boudou et al. 2005
-	-	219±44	-	*	Río Courcibo, Amazonas, Brasil	Boudou et al. 2005
-	-	5.8	-	*	Río Ramis, Perú	Gamons et al. 2006
3.8±1.2	-	-	1.0±0.2	Limo	Río Marabasco, México	Marmolejo et al. 2007
5.14	56.07	-	226.2	Jales	Distrito Minero de Guanajuato, México	Mendoza et al. 2006
0.304±0.198	55.9±31.5	0471±0.362	25.2±7.18	Grava fina	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
0.221±0.133	63.3±26.1	0.267±0.059	27.1±7.75	Arena fina	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
0.287±0.116	73.8±20.0	0.707±0.443	25.1±5.81	Limo	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio
0.354	110.9	0.974	65.7	Jales	Río Baluarte, Sinaloa, México	Este estudio

*No se especifica el tipo de sedimento analizado

Capítulo 8

CONCLUSIONES

Conclusiones

- En este estudio se encontró que el río Baluarte no está contaminado por Cd, Cr, Hg y Pb, como resultado de la histórica actividad minera que se ha dado en la zona. Sin embargo, aunque en el caso del Cd, el FE obtenido en los sedimentos superficiales fue mayor que el valor natural tomado como referencia (estiaje y lluvias), puede considerarse como un sitio no contaminado ($FE < 2$). No hay enriquecimiento en las concentraciones de Cr, Hg y Pb metales con respecto a los valores naturales considerados, por lo tanto se desecha la hipótesis en la que se esperaba encontrar niveles de Cr, Hg y Pb superiores a los naturales.

- En los peces, los niveles de Cd, Cr y Hg se mantuvieron estables en las dos épocas climáticas, sin embargo, el Pb fue el metal más abundante en ambas épocas y alcanzó niveles más altos en estiaje. Los arrastres de materiales por efecto de precipitaciones fluviales no afectan de manera significativa los niveles, pues a pesar de las zonas adyacentes al cause donde se encuentran asentamientos humanos, se realizan actividades agrícolas y pecuarias; no existe aporte antropogénico significativo de materia orgánica.

- En los crustáceos, al igual que en el grupo de peces las concentraciones de Cd, Cr y Hg se mantuvieron estables en ambas épocas climáticas. El Pb fue más abundante que el Cd, Cr y Hg con concentraciones más altas en época de estiaje. Los niveles más altos de Pb se encontraron en áreas más cercanas a las minas, aunque no siguieron un patrón lineal de la sierra hacia la costa, tal como se esperaba encontrar, de acuerdo a una de las hipótesis planteadas en este estudio.

- Las concentraciones de Cd, Cr y Hg en organismos de una misma especie fueron mayores en época de estiaje que en lluvias; quizá la evaporación marcada durante los meses cálidos tiene un efecto concentrador en el agua que circunda a los organismos. En tanto que para el Pb sucedió el caso contrario; las concentraciones de este metal en los organismos

presentaron valores mas elevados durante la temporada de lluvias, quizás la resuspensión del elemento a partir del sedimento lo vuelve disponible. Para organismos, sólo en el caso del Pb no se cumple la hipótesis, pues se esperaba que los niveles encontrados de los cuatro metales, fueran mayores en época de lluvias.

➤ En los sedimentos, en época de estiaje los niveles de Pb fueron más altos que en lluvias (Hda. El Tamarindo), mientras el Cd, Cr y Hg alcanzaron niveles más altos en época de lluvias que de estiaje (Sta. María, Las Juntas y El Rosario, respectivamente). En los sedimentos se dio el mismo caso que en los organismos, con respecto a la hipótesis planteada.

Capítulo 9

LITERATURA CITADA

Literatura citada

- Abdullah, M. I., El-Rayis, O. A., Riley, J. P. 1976. Re-assessment of chelating ion-exchange resins for trace metal analysis of sea water. *Analytica Chimica Acta*. 84: 363-368.
- Adam, P. 1990: *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. Gran Bretaña. 461 pp.
- Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag. New York.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2003. Managing Hazardous Material Incidents. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EUA. Servicio de Salud Pública.
- Alloway, B.J. 1990. *Heavy metals in soils*. J Wiley. New York. J. Wiley, 1990. 339 pp.
- American Public Health Association. 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater, 17 ed. Washington DC: APHA:187-9.
- Andersen, B.G. 1965. The Quaternary of Norway. In: K. Rankama (Editor), *The Quaternary*. Vol. 1. Wiley, New York. 91-138 pp.
- Andrews, S., Sutherland, R.A., 2004. Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. *Science of the Total Environment* 324: 173-182.
- Angelo, R.T., Cringan, M.S., Chamberlain, D.L., Stahl, S.G., Goodrinch, C.A. 2007. Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the Spring River Basin (Kansas, Missouri, an Oklahoma, USA). *Science of the total environment*. 384:467-496.
- Barbour, A.K. y Shaw, I.C. 2000. Ecotoxicological impacts of the extractive industries in *Environmental Policy in Mining* (A. Warhurst y L. Noronha, eds). Lewis Publishers. Londres. 57-80 pp.
- Beeftink, W.G., Nieuwenhuize, J., Stoepler, M., Mohl, C. 1982. Heavy-metal accumulation in saltmarshes from the western and eastern Scheldt. *The Science of the Total Environment*. 25: 199-223.

- Bidone E.D., Castilhos Z.C., Cid de Souza T.M. y Lacerda L.D. 1997. Fish contamination and Human exposure to mercury in the Tapajos River basin: for state Amazon, Brazil A. Screening Approach *Environmental Pollution and Toxicology*. 59:194-201.
- Blasco, J., Arias, A.M., Sáenz, V. 1999. Heavy metals in organisms of the River Guadalquivir estuary: possible incidente of the Aznalcóllar disaster. *The Science of the Total Environment*. 242:249-259.
- Boudou, A., Maury, B.R., Coquery, M., Durrieu, G., Cossa, D. 2005. Synergic effect of gold mining and damming on mercury contamination in fish. *Environment Science Tegnology*. 39:2448-2454.
- Bowen, H.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, London. 35:126-129.
- Bruggeman, W.A. 1982. Hidrophobic interactions in the aquatic environment. In: O. Huitzinger (ed) *The Handbook of environmental chemistry*. Vol. 2, pt.B Spring-Verlag, Germany, 205 pp.
- Bryan, G.W. & Hummerstone, L.G. 1977. Indicators of heavy metal contamination in the Looe Estuary (Cornwall) with particular regard to silver and lead. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 57: 75-92.
- Buat-Menard, P. 1979. Influence de la retombée atmosphérique sur la chimie des mdtaux en traces dans la matière en suspension de l'Atlantique Nord. Thèse état Univ. Paris. 27-48.
- Camargo J. 2002. Contribution of Spanish-American silver mines (1570-1820) to the present high mercury concentrations in the global environment: a review. *Chemosphere* 48: 51-57.
- Cámara Minera de México. 2005. Resumen de la producción minera por entidad y municipio, principales productos. México. Pp. 1-2.
- Carranza-Edwards, A., Márquez-García, T.I., Morales de la Garza, E.A. 1986. Estudio de sedimentos de la plataforma continental del Estado de Guerrero y su importancia dentro de los recursos minerales del mar. México, D.F. UNAM. 13:241-261.
- Castillos, Z.C., Bidone, E.D., Lacerda, L.D. 1998. Increase of the Background Human Exposure to Mercury Though Fish Cunsumtion due to Gold Mining at the Tapajos River Region, Para State, Amazon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61: 202-209.

- Centro Nacional de Desarrollo Municipal (CNDM). 1988. Los municipios de Sinaloa. Colección Enciclopedia los municipios de México. SEGOB, México. DF. 343-349.
- Chace, F.A. Jr. y Hobbs, H.H. Jr. 1969. The freshwater and terrestrial decapod crustaceans of the West Indies with special reference to Dominica. Bull.Smithsonian Inst. 292: 258 pp.
- Chang, L. W., Magos, L., Tsuguyoshi, S. 1996. Toxicology of Metals. Ed. Lewis, EUA. 1160-1167.
- Consejo de Recursos Minerales (CRM). 1991. Monografía geológico-minera del estado de Sinaloa. Consejo de Recursos Minerales, México, D.F 159-168.
- Costa, A.T., Arias, N.H., Carvalho, L.J., Friese, K., Mages, M. 2003. Surface water quality and sediment geochemistry in the Gualaxo do Norte basin Eastern Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. Environmental Geology. 45:226-235.
- De la Peña-Sobarzo P. 2003. Focos rojos de mercurio en América del Norte. El Faro. Boletín Informativo de la Coordinación de la Investigación Científica, Ciudad Universitaria. Año III. 31:8-9.
- Dirección de Investigación y Fomento de Cultura Regional (DIFOCUR). 1991. Minería y Espacio Económico de la Región Minera de El Rosario en el siglo XVIII. 123:79-84.
- Dirección de Investigación y Fomento de Cultura Regional (DIFOCUR). 1992. Economía y sociedad en Sinaloa (1591-1900).193: 32-39.
- Domagalski, J. 2001. Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento river basin, California. Applied Geochemistry 16: 1677-1691.
- Dos Santos, do S.N, L., Müller C.S. R., Sarkis, E. de S. J., Alves, N.C., Bravo da S. E., Santos de O. E., Bentes, da S. M.E. 2000. The Cience of the Total Environment. 261: 1-8.
- Engel, D.W., Sunda, W.G., Fowler, B.A. 1981. Factors affecting trace metal uptake and toxicity to estuarine organisms. Environmental parameters. Biological Monitoring of Marine Pollutants. Academic Press. New York. 127-144.
- Farag, A. M., Woodward, D. F., Goldstein, J. N., Brumbaugh, W., Meyer, J. S. 1998. Concentrations of metals associated with mining waste in

- sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Environ. Contam. Toxicol.* 34: 119–127.
- Fernández-Martínez, R., Loredó, J., Ordoñez, A., Rucandio, M. I. 2006. Physicochemical characterization and mercury speciation of particle-size soil fractions from an abandoned mining area in Mieres, Asturias, Spain. *Bull. Environ. Pollution.* 142:217-226.
- Forstner U., Wittman G.T.W. 1979. *Marine pollution in the aquatic environment.* Springer-Verlag. Germany. 486 pp.
- Galvão, L; Corey, G. 1987. Mercurio. Serie Vigilancia 7: Organización Mundial de la Salud. México. 125-131.
- Gammons, H.C., Slotton, D.G., Gerbrandt, B., Weight, W., Young, C.A., MacNearny, R.L., Cámac, E., Calderón, R., Tapia, H. 2006. Mercury concentrations of fish, river water, and sediment in the Río Ramis-Lake Titicaca watershed, Perú. *Science of the Total Environment.* 368:637-648.
- Griffin, G.M., Windom, H., Goldberg, E.D. 1968. The distribution of clay minerals in the World Ocean. *Deep-Sea Res.* 15: 194-200.
- Green-Ruíz, C.R. 1996. *Geoquímica de sedimentos de la laguna costera subtropical altata-ensenada del pabellón, Sinaloa, México.*
- Harrison, I.J., Howes, G.J. 1991. The pharyngobranchial organ of mugilid fishes; its structure, variability, ontogeny, possible function and taxonomic utility. *Bulletin of British Museum Natural History (Zoology)* 57: 111-132.
- Hernández-Peñalver, M.T., García-Melián, M., Cañas-Pérez, R., Sardiñas-Peña, O. 1999. Fracciones biodisponibles de arsénico, plomo, cadmio y mercurio en sedimentos de corrientes superficiales seleccionadas. Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología. *Rev. Cubana Higiene y Epidemiología.* 37:132-5.
- Horowitz, A., Elrick, K. 1988. Interpretation of bed sediment trace metal data: methods for dealing with the grain size effect, in Lichtenberg, J., and others, eds., *Chemical and biological characterization of sludges, sediments, dredge spoils, and drilling muds, ASTM STP 976, Philadelphia, Penn.* 114-128.
- Horowitz, A. 1991. The role of sediment-trace element chemistry in water-quality monitoring and the need for standard analytical methods, in, Hall, J. y Glysson, D. *Monitoring water in the 1990^s: meeting news challenges,*

ASTM STP 1102, Philadelphia, American Society for Testing and Materials.

- Hylander, L.D., Pinto, F.N., Guimarrães, J.R.D., Meilli, M., Oliveira, L.J., Castro, S.E. 2000. Fish Mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *The Science of the Total Environment*. 261:9-20 pp.
- Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI). 2000. Anuario estadístico del Estado de Sinaloa. México. 420 pp.
- Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI). 2005. Revisión estadística del estado actual de la minería en México. 11 pp.
- International Atomic Energy Agency (IAEA). 1987. Absorbed Dose Determination in Photon and Electron Beams; An International Code of Practice, Technical Report Series No. 277. Vienna.
- Jerrold, H. Z. 1999. Biostatistical Analysis. Department of biological Sciences. Four edition. Northern Illinois University. 230-237.
- Kabata, P.A., Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Komarnicki, G.J.K. 2000. *Tissue, sex and age specific accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cd) by populations of the mole (Talpa europaea L.) in a central urban area*. *Chemosphere*. 41: 1593-1602.
- Lacerda, L.D., Abrao, J. 1984. Heavy metal accumulation by mangrove and saltmarsh intertidal sediments. *Revista Brasileira Botanica*, 7: 49-52.
- Leal, J.W.L., Pastana, J.M.N, João, X.S.J. 1994. Programa de integración Mineral del municipio de Itaituba. Brasil.
- López, R. E. 1993. Geología general y de México. Ed. Trillas (7 Edición) México, DF. 288: 43-45 pp.
- Loring, D.H. y Nota, D.J.G. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St Lawrence. *Bull. Fish. Res.Can.* 182: 147 pp.
- Loring, D.H., Rantala, R.T.T. 1993. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Science Review* 32:235-283.
- Lowe, T.P., May, T.W., Brumbaugh, W.G., Kane, D.A. 1985. National Contaminant Biomonitoring Program: concentrations of seven elements in freshwater fish, 1978-1981. *Arch Environ Contam Toxicol* 14: 363-388.

- Lundqvist, J. 1965. The quaternary of Sweden. In: K. Rankama (Editor), The quaternary, Vol. 1. Wiley, New York. 139-198.
- Manzione, M.A., Merrill, D.T. 1989. Trace metal removal by iron coprecipitation: field evaluation. *Electric Power. Research Institute Report* EPRIGS-6438, Palo Alto, CA, USA.
- Marine Environmental Studies Laboratory (MESL). 1997. International Atomic Energy Agency. Inorganic Laboratory. Standard Operating Procedures. Monaco. 66 pp.
- Marmolejo, A.J., Prego, R., Meyer, W.A., Shumilin, E., Cobelo, G.A. 2007. Total and labile metals in surface sediments of the tropical river-estuary system of Marabasco (Pacific coast of Mexico): Influence of an iron mine. *Marine Pollution Bulletin*. 55:459-468.
- Mendoza, A.E., Armienta, H. M. A., Ayora, C., Soler, A., Ramos, R.E. 2006. Potencial lixiviación de elementos traza en jales de las minas La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Biológicas*. 23: 75-88.
- Metcalf-Smith, J. L., Green, R.H., Grapentine, L.C. 1996. Influence of biological factors on concentrations of metals in the tissues of freshwater mussels (*Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata radiata*) from the St. Lawrence River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:205-219.
- Moffett, J.W., Brand, L.E., Crott, P.L., Barbeau, K. 1997. Cu speciation and cyanobacterial distribution in harbors subject to anthropogenic Cu inputs. *Limnol. Oceanogr.* 42: 789-799.
- Moody, J.R., Lindstrom, R.N. 1977. Selection and cleaning of plastic for storage of trace element samples. *Anal. Chem.*49: 2264-2267.
- Moore, J. W., Ramamoorthy, S. 1984. Heavy metals natural waters. Applied monitoring and impact assessment. Springer-Verlag. 34:34-38.
- Morillo, J., Usero, J., García, I. 2002. Partitioning of metals in sediments from the Odiel River. *Environment International*. 28: 263-271.
- Norma Oficial Mexicana (NOM-129-SSA1-1995). Bienes y servicios. Productos de la pesca: secos-salados, ahumados, moluscos cefalópodos y gasterópodos frescos-refrigerados y congelados. Disposiciones y especificaciones sanitarias. Diario Oficial de la Federación, 1996. SAGARPA 2003. México, D.F.

- Norma Oficial Mexicana (NOM-002-ECOL-1996). Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Diario Oficial de la Federación, 1996. SEMARNAT 2003. México, D.F.
- Nordberg, M. 1978. Studies on metallothionein and cadmium. *Environ. Res.* 15:381-404.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M. 1998. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace elements. *Nature*, 333: 134-139.
- Obbard, J.P. 2001. Ecotoxicology assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils. *Applied Geochemistry*. 26:1405-1411.
- Olivero, J., Solano, B., Acosta, I. 1998. Total Mercury in Muscle of Fish from Two Marshes in Goldfields, Colombia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61: 182-187.
- Osuna-López, J.I., Paez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., Ortega-Romero, P. 1989. Metales pesados disueltos y particulados en el Puerto de Mazatlán. *ICMyL, UNAM*. 16: 307-320.
- Otte, M.L. 1991. Contamination of coastal wetlands with heavy metals: Factors affecting uptake of heavy metals by salt marsh plants. En J. Rozema y J.A.C. Verkleij (eds.). *Ecological Responses to Environmental Stresses*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 126-133 pp.
- Pérez-Herrero, P. 1989. El crecimiento económico Novohispano durante el siglo XVII una revisión, *Revista de Historia Económica* 7:1-39.
- Phillips, D. y Rainbow, P. 1989. D.J.H. Phillips and P.S. Rainbow, Strategies of trace metal sequestration in aquatic organisms. *Mar. Environ. Res.* **28** (1989) 207–210 pp.
- Phillips, D. y Rainbow, P. 1993. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. Elsevier Applied Science. London.
- Plant, J.A. y Raiswell, R. 1983. Principles of environmental geochemistry. In: *Applied Environmental Geochemistry* (Thornton, I. ed.) Academic Press. London. XII, 501: 1-39 pp.
- Rainbow, P.S. 1985. The biology of heavy metals in the sea. *Intern. J. Environmental Studies*. 25: 195-211.

- Rainbow, P.S. 1987. Heavy metals in barnacles. In: Southward, A.J. (ed.) *Barnacle biology*. A.A. Balkema, Rotterdam. 405-417 pp.
- Rainbow, P.S. 1996. Heavy metals in aquatic invertebrates. In: W.N. Beyer, G.H. Heinz y A.W. Redmond-Norwood (eds.). *Environmental contaminants in wildlife*. Lewis publ., Boca Raton, Florida. 405-425.
- Rodríguez, A. 2004. Análisis comparativo de la concentración de mercurio en el tejido muscular de la lisa *Mugil curema* (Valenciennes, 1836) de los esteros de Urías y Teacapán, Sinaloa, México. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit. 50-67.
- Romero, F.M., Armienta M.A., Villaseñor G., González J.L 2006. Mineralogical constrains on the mobility of arsenic in tailings of Zimapám, Hidalgo, México. *Env. and Pol.* 26: 26-40.
- Rosales-Hoz, I., Carranza-Edwards, A., Carvajal-Romero, P., Mendez-Jaime, C., Ruiz-Santoyo, M. 2003. Physico-chemical seasonal variability of a tropical estuary: major and minor elements in water and air. *Environmental geology*. 44: 790-798.
- Rogers, R. D. 1977. A biological methylation of mercury in soil. *J. Environm. Qual.* 6 : 463-467.
- Ruelas-Inzunza, R., Gárate Viera, Y., Páez-Osuna, F. 2007. Lead in clams and fish of dietary importance from Coatzacoalcos estuary (Gulf of Mexico), an industrialized tropical region. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 79:508-513.
- Ruiz-Fernández, A. C., Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., Soto-Jimenez, M. 2003. Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico. *Bull. Applied Geochemistry*. 18:577-588.
- Salomons W. 1993. Non-linear and delayed responses of toxic chemicals in the environment. In: Arendt, F., Annokkee, G.J., Bosman, R. and Van den Brink, W.J., Editors, 1993. *Contaminated Soil 93. Fourth International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil* 3-7 May, Berlin, Germany, Kluwer Academic Publishers, pp. 225-238.
- Sánchez-García, A., Ayuso-Álvarez, E., De Blas Jiménez, O. 1999. Sorption of heavy metals from industrial wastewater by low-cost mineral silicates. *Clay Miner.* 34: 469-477.

- Sánchez, J., Marino, N., Vaquero, M.C., Ansorena, J., Legórburu, I. 1998. Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea River Valley (Vasque country, Spain). *Soil and sediment. Water, Air, and Soil Pollution*. 107: 303-319.
- Scheiner, B.J., Doyle, F.M. Kawatra, S.K. 1989. *Biotechnology in Minerals and Metal processing*. Society of Mining Engineers Inc., Littleton (CO). 201-209.
- Shideler, G. L. 1978. Marine Geology, A sediment-dispersal model for South Texas Continental Shelf, northwest Gulf of México. 26: 289-313.
- Schmitt, C.J., Brumbaugh, W.G. 1990. National Contaminant Biomonitoring Program: concentrations of arsenic, cadmium, copper, lead, mercury, selenium and zinc in U.S. freshwater fish, 1976-1984. *Arch Environ Contam Toxicol* 19:731-747.
- Simonin, H. A., Gloss, S.P., Driscoll, C.T., Schofield, C.L., Kretser, W.A. 1994. Mercury pollution: integration and synthesis. Boca Raton. 457-469.
- Sola, M.J., Millán, E., Legórburu, I. y Catón, L. 1991. Metal Pollution by Old Lead-Zinc Mines in Urumea River Valley (Basque Country, Spain). *Soil, Biota and Sediment. Environmental Technology. España*. 12:440-441.
- Souza-Lima, A.P., Souza- Sarkis, J.E., Shihomatzu-Miho, H. Sarkis- Müller, R.C. 2005. Mercury and Selenium Concentration in Fish Samples from Cachoeira do Piria Municipality, Brazil. *Environmental Research*. 97:236-244.
- Szefer, P., Ali, A.A., Ba-Haroon, A.A., Rajeh, A.A., Geldon, J., Nabrzyski, M. 1999. Distribution and relationship of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden, Yemen. *Environ Pollut*. 106: 299-314.
- Szefer, P., Glasby, G. P., Szefer, K., Pempkowiak, J. y Kaliszan, R. 1996 Heavy-Metal pollution in superficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. *Journal of Environmental Science and Health* **31A**, 2723–2754.
- Vázquez-Botello, A., Páez-Osuna, F. 1986. Heavy metal in Coatzacoalcos estuary and oyster lagoon, México. *Mar. Pollut. Bull*. 12: 502-506.
- Viti, C., Pace, A., Giovenetti, A. 2003. Characterization of Cr(VI)-resistant bacteria isolated from Chromium-contaminated soil by tannery activity, *Current Microbiology*: 46: 1-5.
- Vojtěch, E., Mihaljevic, M., Ondrej, S., Molek, M., Tomás, G., Zeman, J. 2005. Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal

- cantamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. Bull. Environ. Pollution. 142: 409-417.
- Vonk, J. M., Kaars, S.A. 1973. Microbial methylation of mercury chloride. Antonie van Leeuwenhoek 39: 505-513.
- Watras, C.J. y Huckabee, J.W. 1994. Mercury pollution: Identification and Management. Lewis Publishers, USA. 727 pp.
- Wood, J. M., Kennedy, S.F., Rosen, C.G. 1968. Synthesis of methyl-mercury compounds by extract of methanogenic bacterium. Nature. 220: 173-174.
- World health Organization, 1991. Environmental Health Criteria No. 118. Mercury-Inorganic Environmental Aspects. World Health Organization, Geneva.
- Yamada, J. K., Toomura, K. 1972. Formation of methylmercury compounds from inorganic mercury by *Clostridium cochlearum*. J. Ferment. Technol. 41-50.
- Yanai, J., Fang-Jie, Z., Steve-McGrath, T. 2005. Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. Bull. Environ. Pollution. 139: 167-175.
- Zouboulis, A.I., Kydros, K.A., Matis, C.I. 1995. Removal of hexavalent Chromium anions from solutions by pyrite fines, Wat Res: 29: 1755-1760.