

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA

ESCUELA DE BIOLOGÍA



**“NIVELES de Arsénico, Mercurio y Plomo EN SEDIMENTO Y TEJIDO
BLANDO DE *Anadara* spp. EN EL ESTERO DE JALTEPEQUE,
DEPARTAMENTO DE LA PAZ, EL SALVADOR, 2005”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN PRESENTADO POR:

CARLOS ENRIQUE LÓPEZ

CARLOS EDUARDO AZUCENA

PARA OPTAR AL GRADO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO 2006

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA

ESCUELA DE BIOLOGÍA



**“NIVELES de Arsénico, Mercurio y Plomo EN SEDIMENTO Y TEJIDO
BLANDO DE *Anadara* spp. EN EL ESTERO DE JALTEPEQUE,
DEPARTAMENTO DE LA PAZ, EL SALVADOR, 2005”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN PRESENTADO POR:

CARLOS ENRIQUE LÓPEZ

CARLOS EDUARDO AZUCENA

PARA OPTAR AL GRADO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

Asesor: _____
Dr. Rigoberto Ayala

Asesor: _____
Dr. Enrique Barraza

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO 2006

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICA

ESCUELA DE BIOLOGÍA



**“NIVELES de Arsénico, Mercurio y Plomo EN SEDIMENTO Y TEJIDO
BLANDO DE *Anadara* spp. EN EL ESTERO DE JALTEPEQUE,
DEPARTAMENTO DE LA PAZ, EL SALVADOR, 2005”**

TRABAJO DE GRADUACIÓN PRESENTADO POR:

CARLOS ENRIQUE LÓPEZ

CARLOS EDUARDO AZUCENA

PARA OPTAR AL GRADO DE:

LICENCIADO EN BIOLOGÍA

Jurado: _____
Msc. Yanira Elizabeth López

Jurado: _____
Msc. Guillermo Espinoza

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO 2006

AUTORIDADES UNIVERSITARIAS

RECTORA:

Dra. MARIA ISABEL RODRÍGUEZ

SECRETARIA GENERAL:

Licda. ALICIA MARGARITA RIVAS

FISCAL:

Lic. PEDRO ROSALÍO ESCOBAR

DECANO:

Lic. JOSÉ HÉCTOR ELÍAS DÍAZ

DIRECTORA DE LA ESCUELA DE BIOLOGÍA:

Msc. ANA MARTHA ZETINO

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO 2006

ASESORES Y JURADOS

ASESOR:

Dr. RIGOBERTO AYALA

ASESOR:

Dr. ENRIQUE BARRAZA

JURADO EVALUADOR:

Msc. YANIRA ELIZABETH LÓPEZ

JURADO EVALUADOR:

Msc. GUILLERMO ESPINOZA

CIUDAD UNIVERSITARIA, MARZO 2006

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos principalmente nuestro Trabajo de Graduación a nuestros padres, hermanos y personas especiales por brindarnos su apoyo incondicional durante estos cinco años de estudio universitario en los cuales hemos adquirido los conocimientos necesarios para iniciar nuestra carrera científica. Así como también, agradecemos la desinteresada colaboración y orientación de nuestros asesores Dr. Enrique Barraza, Dr. Rigoberto Ayala y Msc. Oscar Molina quienes nos guiaron profesional y científicamente para el buen desarrollo de esta investigación. Igualmente agradecemos a las autoridades universitarias, docentes y amigos que de una u otra forma demostraron su apoyo hacia nosotros.

Manifestamos también nuestro agradecimiento a la Dirección de Patrimonio Natural del Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) por su valiosa colaboración en el financiamiento de análisis de laboratorio e igualmente agradecemos al personal del laboratorio de calidad integral de FUSADES quienes aportaron sus conocimientos en el análisis de muestras y nos permitieron conocer paso a paso los procedimientos y equipos que se utilizan en este tipo de investigaciones.

RESUMEN

La siguiente investigación se enfocó en medir los niveles de Arsénico (As), Mercurio (Hg) y Plomo (Pb) en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp. en el Estero de Jaltepeque. Se realizaron muestreos en tres localidades uno en época seca y uno en época lluviosa y se determinó que existen algunas variaciones en la concentración de estos elementos entre ambas épocas del año. Las concentraciones de As, Hg y Pb no sobrepasaron los límites establecidos por la Administración de Alimentos y Fármacos (FDA por sus siglas en inglés) de los Estados Unidos de América. También, se trató de identificar si existe algún tipo de correlación entre metales presentes en sedimento y tejido blando del bivalvo en estudio, logrando establecer una correlación significativa únicamente para el Pb.

ABSTRACT

This investigation was an approach to measure the levels of As, Hg and Pb in sediments and soft tissue of *Anadara* spp. at Jaltepeque Estuary. We sample at three stations in both seasons and determined that some variations did exist amongst these concentrations. The concentration of As, Hg and Pb were below the ranges established by the Food and Drug Administration (FDA) of the United States of América. Also this investigation aimed to identify the correlation of the As, Hg and Pb between sediment and soft tissue of the bivalve in study finding only one significant correlation for Pb.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	5
2. OBJETIVOS	9
3. HIPÓTESIS	10
4. REVISION DE LITERATURA	11
4.1 Metal Pesado.....	13
4.2 Interacción de metales con sedimentos y organismos.....	15
4.3 Efectos de las características químicas de los metales	17
4.4 Concentración de metales en sedimentos y organismos acuáticos...	19
4.5 Contaminación por Metales en sedimentos.....	22
4.5.1 Transporte de sedimentos.....	22
4.5.2 Composición de los Sedimentos.....	24
4.5.3 Distribución y depósitos de sedimentos.....	25
4.5.4 Influencias antropogénicas en la concentración de metales en sedimento.....	27
4.6 Metales en el ambiente.....	28
4.6.1 Cuantificación de los impactos al medio ambiente.....	28
4.6.2 Erosión y Migración de elementos.....	28
4.7 Metales en Estuarios y Ecosistemas Costeros.....	29
4.7.1 Circulación de los Estuarios	34
4.8 Metales en Bivalvos.....	34
4.8.1 Bivalvos como Bioindicadores de Metales Pesados.....	35
4.8.2 Tipo de alimentación de Bivalvos.....	37
4.9 Tolerancia a Contaminación por metales pesados.....	38
4.9.1 Mecanismos de Respuesta Celular.....	38
4.9.2 Efectos de sustancias altamente tóxicas a nivel celular.....	42
4.10 Principales características y efectos del arsénico, mercurio y plomo en el ambiente y la salud humana.....	43

4.10.1 Arsénico.....	43
4.10.2 Mercurio.....	49
4.10.3 Plomo.....	55
5. METODOLOGÍA.....	63
5.1 Descripción del Área de Estudio.....	63
5.1.2 Paisaje.....	65
5.1.3 Morfología de la Planicie Costera.....	65
5.1.4 Red Hídrica y Cuerpos de Agua.....	66
5.2 Materiales y Métodos.....	67
5.2.1 Recolecta y Manejo de muestras.....	67
5.2.2 Análisis Químico	68
5.2.3 Análisis Estadístico.....	73
6. RESULTADOS.....	74
7. DISCUSIÓN.....	87
8. CONCLUSIONES.....	98
9. RECOMENDACIONES.....	100
10. REVISION BIBLIOGRAFICA.....	102
11. ANEXOS	

ÍNDICE DE FIGURAS

1. Mapa del Área de estudio conteniendo los tres puntos de muestreo.....	67
2. Promedio de Arsénico en sedimentos durante la época seca y lluviosa.....	74
3. Promedio de Arsénico en tejido blando de <i>Anadara</i> spp. durante la época seca y lluviosa.....	75
4. Promedio de Mercurio en sedimentos durante la época seca y lluviosa.....	76
5. Promedio de Mercurio en tejido blando de <i>Anadara</i> spp. durante la época seca y lluviosa	76
6. Promedio de Plomo en sedimentos durante la época seca y lluviosa.....	77
7. Promedio de Plomo en tejido blando de <i>Anadara</i> spp. durante la época seca y lluviosa.....	78
8. Concentración promedio de metales en <i>Anadara</i> spp. en los tres sitios de muestreo.....	80
9. Concentración promedio de metales en Sedimento en los tres sitios de muestreo.....	81
10. Concentración promedio de Arsénico según los límites permisibles por la FDA	81

11. Concentración promedio de Mercurio según los límites permisibles por la FDA.....	82
12. Concentración promedio de Plomo según los límites permisibles por la FDA.....	83
13. Concentración promedio de Arsénico en sedimento y tejido blando de <i>Anadara</i> spp. por sitios de muestreo.....	83
14. Concentración promedio de Mercurio en sedimento y tejido blando de <i>Anadara</i> spp. por sitios de muestreo.....	84
15. Concentración promedio de Plomo en sedimento y tejido blando de <i>Anadara</i> spp. por sitios de muestreo.....	84
16. Representación gráfica de las concentraciones de Arsénico en sedimento y <i>Anadara</i> spp.....	85
17. Representación gráfica de las concentraciones de Mercurio en sedimento y <i>Anadara</i> spp.....	86
18. Curva de regresión lineal para Plomo entre sedimento y <i>Anadara</i> spp.....	86

ÍNDICE DE TABLAS

1. Tabla 1. Prueba no paramétrica Kruskal-Wallis para análisis de varianza de tres o más muestras aplicado a tejido blando de *Anadara* spp. y sedimento..... 78

2. Tabla 2. Prueba no paramétrica de Mann-Whitney para análisis de dos medias aplicado en tejido blando de *Anadara* spp. y sedimento..... 79

3. Tabla 3. Índice de Correlación de Pearson (r) para las concentraciones de Arsénico, Mercurio y Plomo..... 86

INTRODUCCIÓN

La toxicología ambiental es una disciplina que se encarga del análisis e identificación de sustancias dañinas para el adecuado desarrollo de la vida, y aunque puede tener distintos campos de estudio uno de ellos es la identificación de metales pesados entre los cuales podemos mencionar cromo, plomo, cadmio, arsénico, aunque este último pertenece al grupo de los metaloides, dichos elementos están depositados en los distintos sustratos del planeta y pueden ser producidos de manera natural y antropogénica. Las investigaciones basadas en este tipo de estudios ecotoxicológicos deben aclarar ciertos conceptos importantes como por ejemplo el de contaminación y polución, de acuerdo a Clark (1989) la contaminación es la presencia elevada de sustancias en el medio en concentraciones superiores al nivel natural y polución, por otro lado es la introducción de elementos perjudiciales para los seres vivos efectuada por actividades humanas.

La especie humana ha utilizado materias primas con distinto grado de transformación desde el tiempo del Neolítico (Wedepohl, 1991), por lo que el enriquecimiento de elementos antropogénicos y naturales del medio es tan antiguo como la historia de la raza humana (Clark, 1989). Este proceso ha aumentado enormemente debido al intenso desarrollo industrial de los últimos 60 años, lo que ha generado una elevada contaminación del medio, ya que es un hecho frecuente que a lo largo de todo el mundo, la actividad humana libere elevadas cantidades de sustancias al entorno, pudiéndose afirmar que el “mundo de hoy está lleno de compuestos químicos” (Strachan, 1988; Seidemann, 1991, citados por Carballeira *et al.*, 1997). El continuo vertido de sustancias ha provocado que los países más desarrollados (O.C.D.E.)

hayan puesto en marcha las principales iniciativas para el control de los productos potencialmente peligrosos, estableciendo numerosos programas de seguimiento y evaluación ambiental (Connell, 1986; Tessier *et al.*, 1980; Krumgalz, 1989; Herman, 1987; Bero *et al.*, 1990; Jeffrey, 1987, citados por Carballeira *et al.*, 1997). En El Salvador se han realizado estudios de metales en diversos lugares como por ejemplo Bahía de la Unión, Golfo de Fonseca (Barraza y Carballeira, 1998), en Acajutla, (Michel y Zengel, 1998) y dos estudios en el río Lempa, (Barraza, 2000; FUSADES, 2000). Cabe mencionar que en la mayoría de los sitios donde se han efectuado este tipo de estudios no se han establecido niveles de metales pesados que puedan afectar de manera significativa y permanente los ecosistemas lóticos, marinos y estuarinos, salvo en algunos lugares como el Golfo de Fonseca y Acajutla.

El uso de sedimentos es una herramienta común para la monitorización de contaminación por metales en ecosistemas acuáticos, ya que es ahí donde se almacenan y permanecen como una fuente importante para la columna de agua. Los sedimentos presentan gran importancia en este tipo de estudios por su capacidad de integrar las condiciones ambientales de la columna de agua (Carballeira *et al.*, 1997). Por ello, es necesario efectuar monitoreos continuos de los distintos metales en los diferentes componentes ambientales (aire, agua, suelo, organismos) y de esa forma tener una idea de la calidad ambiental de los diferentes ecosistemas.

Los análisis de los niveles de metales pesados en los sedimentos son particularmente muy usados como indicadores crónicos de contaminación, aunque la contaminación por metales pesados puede ocurrir de diferentes formas, solo

algunos de ellos son capaces de provocar impactos serios en el medio ambiente. Una forma muy fácil de determinar las concentraciones de estos elementos es mediante la utilización de organismos como biomonitores de metales en los esteros. Algunas de las principales características de los biomonitores son la capacidad de acumular metales en sus tejidos, debe ser abundante en el medio, accesible, fácilmente reconocido y estar presente en la mayoría de las épocas del año, un ejemplo claro de bioindicador son los moluscos. Asimismo, los estuarios se caracterizan por soportar moderadas o bajas concentraciones de salinidad y altas cantidades de sólidos suspendidos (Bryan *et al.*, 1985).

Los avances en la predicción de los efectos de los compuestos químicos en las poblaciones y ecosistemas se encuentra en su estado primitivo, es por ello que el desarrollo de este aspecto es muy importante, ya que por definición, el estudio de los niveles corporales y efectos de los contaminantes en los organismos será el que nos indique el grado de toxicidad de ese elemento para los seres vivos y su capacidad para entrar en la cadena trófica (Carballeira *et al.*, 1997). El desarrollo de estos estudios es primordial, ya que no existe ninguna máquina que pueda medir la toxicidad ni integrar la compleja biodisponibilidad y sinergias sugeridas por los estudios químicos (Cairns, 1984; Birge *et al.*, 1986). Por lo tanto, se hace necesaria la utilización de organismos indicadores para poder completar el estudio de la distribución global de los polucionantes y determinar sus efectos en los ecosistemas, pues la toxicidad de un compuesto es muy poco predecible a partir de un análisis químico de sustancias tóxicas, debido a los efectos aditivos y antagónicos de la

mezcla de los compuestos y de la influencia de la calidad del agua, que en parte ellos mismos determinan (Carral, 1992).

Para la recolecta y análisis de las muestras de los distintos medios se contó con el apoyo del Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) así como el Laboratorio de Calidad Integral de la Fundación Salvadoreña para el Desarrollo Económico y Social (FUSADES), la metodología a utilizar se detalla posteriormente.

De acuerdo a lo anteriormente planteado se hace necesario la implementación y elaboración de estudios que conlleven a reconocer la situación actual que presenta nuestro país con respecto a los niveles de arsénico, plomo y mercurio tanto en su origen, distribución y deposición de los mismos en los diferentes eslabones de la cadena alimenticia de los ecosistemas estuarinos. En esta investigación se utilizaron sedimentos y tejido blando de *Anadara* spp. para monitorizar los niveles de los elementos antes mencionados en el Estero Jaltepeque, departamento de La Paz, y de esta forma verificar los patrones de distribución de estos metales en este ecosistema, así como también determinar los niveles actuales de dichos elementos con la finalidad de investigar más detalladamente los resultados obtenidos por Barraza (2004) y de esta manera poder establecer con mayor certeza si existe algún riesgo sanitario y ecológico.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL:

Determinar los niveles de arsénico, mercurio y plomo, en el Estero de Jaltepeque, Departamento de La Paz.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Comparar las diferentes concentraciones de arsénico, mercurio y plomo entre la época seca y la época lluviosa.
- Contrastar los niveles de arsénico, mercurio y plomo en tejido blando de *Anadara* spp. con estándares internacionales para consumo de moluscos o mariscos.
- Investigar la correlación de las concentraciones de arsénico, mercurio y plomo en sedimentos y *Anadara* spp.

HIPÓTESIS

HIPÓTESIS DE INVESTIGACION:

- Los niveles de arsénico, mercurio y plomo en sedimentos y *Anadara* spp. en el Estero de Jaltepeque, son similares en las tres zonas de muestreo.

HIPÓTESIS NULA:

- No hay diferencias significativas en las concentraciones de arsénico, mercurio y plomo, en tejidos de *Anadara* spp. y sedimento en las tres zonas de muestreo.

HIPÓTESIS ALTERNATIVA:

- Si hay diferencias significativas en las concentraciones de arsénico, mercurio y plomo, en tejidos de *Anadara* spp. y sedimento en las tres zonas de muestreo.

REVISIÓN DE LITERATURA

Sedimentos procedentes del puerto de Acajutla, El Salvador, fueron recolectados para ser analizados en su contenido de metales pesados, la profundidad de donde fueron extraídos oscilaba dentro de un rango de 2 a 15 metros de profundidad, en lugares como manglares y desembocaduras de los ríos Sensunapán y Huiscoyol. Long y Morgan (1991), propusieron dos tipos de rangos para evaluar la calidad de los sedimentos, el primer rango es (ERL) Efectos de Rango Bajo y el segundo es (ERM) Efectos de Rango Medio por su significado en inglés. Cabe recalcar que los valores dentro de un ERL son considerados de nivel aceptable de toxicidad y valores dentro de un ERM están considerados como de alta toxicidad. El rango para el cromo en los sedimentos fue de 5 -19 ppm, para el cobre fue de 47-100 ppm, para el plomo las concentraciones en sedimento se encontraron bajo los niveles de detección y para el zinc la concentración en sedimentos fue de 230 ppm. Para los cuatro metales en estudio no se reportaron valores mayores a los ERM, por lo cual fueron considerado como valores no significativos para la biota asociada a los sedimentos (Michel y Zengel, 1998).

Asimismo, en la bahía de la Unión, Golfo de Fonseca, se realizó un inventario corto de elementos (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn) contenidos en sedimentos intermareales y el mejillón estuarino (*Mytella cf. guyanensis*). Al ordenar los metales por sus niveles de enriquecimiento se obtuvo lo siguiente: Al, Fe>Zn>Cu>Co>Cr>Pb, Ni, Cd. Se consideró libre de contaminación aquellos sedimentos que se recolectaron de la parte nor-oeste de la ciudad, rodeada por manglares (Barraza y Carballeira, 1998).

También, se determinaron concentraciones de metales pesados (As, B, Cd, Hg, Ni y Pb) en agua del río Lempa, uno de los cuerpos de agua más importante a nivel nacional. Se comprobó que el Pb presenta niveles importantes en las muestras de agua (FUSADES, 2000).

Barraza (2000), determinó niveles de metales pesados en sedimentos y biota del río Lempa durante las diferentes estaciones del año. Los resultados de los elementos muestreados arsénico, cadmio, cromo, níquel y plomo no detectaron niveles elevados en *E. crassipes* que indiquen riesgo ecológico. La implicación más relevante de los resultados obtenidos es la posibilidad que el cobre penetre fácilmente a organismos asociados al fondo del río y que se utilicen como alimento, tanto para la vida silvestre, como para las poblaciones humanas que se alimentan de éstos. Los metales no están necesariamente fijos en los sedimentos ya que pueden ser reciclados vía química o biológica por agentes reductores u oxidantes y también por bacterias específicas que pueden transformar los diferentes estados de un metal (Salomons y Förstner, 1984).

Barraza (2004), realizó un estudio de metales en bivalvos en el Estero de Jaltepeque, Departamento de La Paz, de acuerdo a los resultados obtenidos, los niveles de enriquecimiento de dichos metales fueron: Zn> As >Cu> Cd >Cr> V > Ni>Pb>Hg. El riesgo ecológico por contaminación por metales es muy alto por Hg en conchas de Quislúa esto pueda deberse probablemente a que solo se realizó un muestreo en Octubre de 2003.

METAL PESADO

El término de metal pesado se refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y que pueda bajo ciertos factores ser tóxico o venenoso según las condiciones ambientales y fisiológicas de los organismos. Los ejemplos de metales pesados incluyen el mercurio, cadmio, el cromo, el talio y el plomo. Los metales pesados son componentes naturales de la corteza terrestre, los cuales no pueden ser degradados o ser destruidos. En un grado pequeño se incorporan a nuestros cuerpos vía alimento, agua potable y aire (Web 2).

Merian (1991), indicó que de los 108 elementos conocidos hasta ahora, 84 pertenecen al grupo de los metales, 17 a los no metales y 7 a los metaloides. La predominancia de los metales sobre las demás clases de elementos se ve también reflejada en la naturaleza. De los 10 elementos más abundantes en la corteza terrestre, siete son metales como el aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio, magnesio y titanio. Los metales tienen bajo poder de ionización y pierden fácilmente sus electrones y es por esto que los iones positivos que forman son más pequeños que los átomos del metal del que provienen. Sin embargo, los no metales que se encuentran en el lado derecho de la tabla periódica (cloro, flúor, bromo, oxígeno y otros), tienen alto poder de ionización y es por eso que no pierden tan fácilmente sus electrones sino que forman iones aceptando electrones. Finalmente los metaloides son aquellos elementos que se encuentran entre los metales y los no metales siendo difíciles de clasificar de acuerdo a sus características físicas, presentan propiedades compartidas de ambos grupos y entre estos están: boro, silicio, germanio, arsénico, antimonio, telurio y selenio.

También, Silderberg (1996) y Chang (1998) manifestaron que metal, metaloide y no metal, son términos asignados a elementos basados en sus propiedades arraigadas, los metales son sólidos y brillantes típicamente, con altos puntos de fusión y buenos conductores eléctricos y calóricos, los no metales son sustancias débiles muchas de las cuales tiene bajos puntos de fusión y son pobres conductores del calor y energía, los metaloides se definen como aquellos compuestos que poseen características intermedias entre estos dos grupos anteriormente definidos.

Los metales pesados pueden introducirse en la cadena alimenticia por medio del agua, plantas, suelo, animales inferiores y superiores. La acumulación tiene lugar en ciertos tipos de tejidos y su extensión puede ser determinada por la duración a la exposición y la concentración del metal en el ambiente. Por ejemplo, el As se acumula en invertebrados marinos, pero no en organismos terrestres. El Pb muestra un comportamiento similar bajo condiciones normales, a pesar de que pueden diferir para órganos específicos. La absorción y distribución depende considerablemente de la solubilidad lipofílica del compuesto metálico ya que de acuerdo a su habilidad para penetrar membranas lipofílicas, los compuestos metálicos con componentes orgánicos son fácilmente aceptados y acumulados en un organismo en comparación con aquellos que contengan compuestos inorgánicos (Merian, 1991).

También, Freedman (1989) mencionó algunos elementos que presentan propiedades tóxicas tales como Ag, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Hg, Pb, As, entre otros.

Todos están ubicados en por lo menos concentraciones trazas en el medio ambiente y bajo ciertas condiciones pueden acumularse y formar concentraciones tóxicas, causando daños ecológicos. Algunos minerales con altas concentraciones de elementos tóxicos pueden dar como resultado la contaminación de suelo, biota, y agua. El As y Pb han causado graves envenenamientos en las cadenas alimenticias transmitiéndose como consecuencia hasta el humano, cabe resaltar que las causas de envenenamiento pueden ser de manera natural o por causa antropogénica.

Un ejemplo reciente de envenenamiento con mercurio fue la muerte de cientos de personas en 1960 en Irak, Irán, India y Pakistán, debido al consumo de granos básicos que habían sido tratados con un fungicida a base de Hg. También en Minamata y Niigata, Japón, cientos de personas murieron y muchos otros resultaron seriamente intoxicados en un acontecimiento que se definió como una neuropatía ocasionada por la ingestión de pescado contaminado con mercurio, ya que el mercurio vertido en el agua se transformó a metilmercurio por acción de microorganismos anaeróbicos presentes en el sedimento y fue así como entró en la cadena alimenticia acuática, causando envenenamiento en peces, aves, gatos, y humanos (Freedman, 1989; Merian, 1991).

INTERACCIÓN DE METALES CON SEDIMENTOS Y ORGANISMOS

Los procesos vitales han evolucionado en la presencia de metales dentro de un extenso rango de concentraciones ambientalmente disponibles y con un amplio arraigo de atributos químicos, como resultado los metales juegan un rol vital en el metabolismo así como en las reacciones de transferencia de electrones.

Los metales pueden ser clasificados de acuerdo a su importancia dentro del metabolismo como: metales esenciales y los no esenciales. La lista de metales esenciales es extensa y probablemente crezca aún más, metales como sodio, potasio, calcio y magnesio son bien conocidos como requisitos mayores para la vida animal. Los llamados metales traza son aquellos definidos como metales presentes en cantidades diminutas (menos del 0.01% de la masa del organismo) necesarios para que el organismo asegure su normal supervivencia (Rainbow, 1984).

El mismo autor mencionó que estos elementos incluyen: zinc, cobalto, molibdeno, cromo, níquel, manganeso, cobre, entre otros. Los metales no esenciales se cree que no juegan un papel importante en el metabolismo y usualmente incluyen: cadmio, mercurio, plomo y plata. Aunque existe evidencia que incluso el cadmio y plomo son utilizados para el crecimiento animal. El concepto de metales traza está entonces ligado con la “esencialidad” y cualquier clasificación es parcialmente subjetiva con el potencial adelanto de una variación real por ejemplo entre procariotas y eucariotas o entre animales y plantas. Otro término usado en la literatura es “metal pesado” una categoría usualmente indefinida por los autores y los diccionarios técnicos pueden definir a los metales pesados como “aquellos con gravedad específica mayor que 5^{10} o mayor que 4^{11} , pero dicha clasificación podría incluir a los lantánidos y actínidos usualmente no considerados como “pesados” por sus propiedades químicas y biológicas”. Por ello, en los últimos años se ha propuesto que el término “metal pesado” sea abandonado por una clasificación de iones metálicos basada en sus propiedades químicas.

Últimamente, se ha propuesto que los iones metálicos antes clasificados en ácidos y bases fuertes y débiles sean clasificados como Clase A, Clase B y Fronterizos (límites), ya que los metales pertenecientes a la Clase A (Mg, Al, Li, Be, Na, Ca, K, entre otros) son aquellos que tienen afinidad por el oxígeno como un metal unido a un donador de átomos en ligandos, los de Clase B (Cu, Hg, Pb, Ag, Au, entre otros) con afinidad por sulfuros y los fronterizos (Co, Ni, Mn, Cr, As, Cd, Zn, entre otros) los cuales tienen afinidades más universales. Los metales pesados son definidos como Clase B y fronterizos.

EFFECTOS DE LAS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE LOS METALES

Las características químicas de los metales son las responsables de sus propiedades biológicas y en última instancia del hecho de que todos los metales pesados se convierten en tóxicos a ciertas concentraciones. El Cu y Zn se encuentran ampliamente distribuidos y son considerados como esenciales para los seres vivos. Por otra parte el mercurio, cadmio y plata son no esenciales para procesos vitales y altamente tóxicos a relativas bajas concentraciones. Un metal no esencial puede sustituir a uno esencial y debido a eso puede bloquear el proceso metabólico del mismo. Los efectos tóxicos se pueden producir solo después de absorber el metal y los factores que afectan la toma de metales también afectan su toxicidad ya que después de la absorción cualquier metal está en disponibilidad de jugar un rol metabólico dentro del organismo ya sea ventajoso o no, aunque los organismos han evolucionado una gran variedad de mecanismos para restringir los niveles de metales metabólicamente disponibles a un índice tolerable o al nivel requerido (Rainbow, 1984).

Sin embargo, los metales presentes en sedimentos acuáticos no siempre están en las formas disponibles para que los organismos bentónicos puedan tomarlos. No es extraño que se hayan encontrado raras correlaciones entre la toma de metales por los animales y la concentración total del metales en el sedimento o el agua a los cuales se encuentran expuestos. La importancia de las diferentes formas químicas de metales en el sedimento y el agua se ha demostrado en muchos estudios. Sin embargo, existen muchos intentos de medir la especiación química de metales en sedimentos con el uso de los procedimientos de extracción selectivos a menudo complejos los cuales pocos se han dirigido a medir específicamente la fracción biológica-disponible. Ésta es la que definirá el último impacto en la biota acuática y por lo tanto debe ser utilizada para establecer estándares en la calidad del sedimento. Los invertebrados acuáticos pueden acumular los metales de diversos compartimientos de la columna del agua, incluyendo la fase disuelta del agua, de las partículas suspendidas y de los sedimentos del fondo. Dentro de estos compartimientos la fracción biodisponible del metal puede ser absolutamente variada incluyendo fuentes identificables del alimento y otras fuentes no alimenticias (Weimin *et al.*, 1992).

Ya que, los bivalvos tienen la habilidad de acumular y concentrar metales pesados en varios órdenes de magnitud con respecto a los niveles encontrados en sus ambientes. Las especies de *Mytilus* distribuidas a través de todo el mundo han sido utilizadas como biomonitores de contaminación por metales pesados. Típicamente, los tejidos blandos son preferidos para tales fines sin tomar en cuenta las ventajas que podrían existir si se analizaran los elementos en las conchas de los bivalvos.

Durante el proceso de la secreción de la concha, el epitelio del manto secreta un fluido extrapalial y este a su vez contiene los componentes para la biomineralización (Ca^{+2} , HCO_3^- , moléculas orgánicas) y puede contener también metales pesados si estos están presentes en el medio externo. El espacio extrapalial de *Mytilus* está muy bien aislado del ambiente externo y por lo tanto cualquier metal traza activo incorporado dentro de la matriz de la concha durante su crecimiento debe ser asimilado por el organismo. Los niveles de metales en la concha pueden darnos un indicio de su biodisponibilidad, para que esto sea posible es esencial escoger una parte de la concha que no haya sido expuesta a ningún metal particulado o disuelto en la columna de agua (Puente *et al.*, 1995).

CONCENTRACIÓN DE METALES EN SEDIMENTOS Y ORGANISMOS ACUÁTICOS.

Por otra parte la composición de un sedimento es particularmente compleja, y la toma de metales de los sedimentos por los organismos difiere dramáticamente con las características físicas y químicas del sedimento a las cuales los metales se encuentran confinados. La concentración del metal se expresa generalmente en el total de sedimento seco más que en cierta fracción de este, sin embargo, la distribución del tamaño de partícula, los componentes minerales y el contenido orgánico del sedimento puede afectar grandemente la concentración biodisponible del metal en un sedimento (Weimin *et al.*, 1992).

Hay dos tipos de procesos que influyen la concentración de metales en los organismos:

- Las concentraciones de metales en reservorios acuáticos.
- Procesos bioquímicos ocurriendo dentro de los organismos.

Los organismos no solo acumulan metales de los reservorios acuáticos, sino también son capaces de interactuar con metales, lo cual puede modificar sus procesos. Además los organismos son capaces de introducir o tener cambios físicos, por ejemplo: la producción de pseudoheces por bivalvos en el área intermareal, lo cual cambia las propiedades de fijación de la materia suspendida (Salomons y Förstner, 1984).

Algas y bivalvos han sido escogidos como bioindicadores en numerosos estudios por las distintas líneas de absorción de elementos que representan, el alga responde especialmente bien a los contenidos solubles de elemento traza en los ambientes en los que habita, mientras que los bivalvos son filtro alimentadores y por eso obtienen elementos traza no solo del alimento y de la solución, sino también del material particulado inorgánico. Los parámetros que tienen influencia en la toma de elementos por ambos bioindicadores son la cadena alimenticia y la cantidad de alimento, la posición en el mar (grado de exposición al mar), salinidad, temperatura del agua, edad, estacionalidad y la presencia simultánea de otros elementos. Las concentraciones de elementos en bivalvos también dependen de su tamaño y sexo (Struck *et al.*, 1997).

Existen numerosos estudios acerca de la acumulación de metales pesados por especies de invertebrados acuáticos en sedimentos, sin embargo hasta ahora las

predicciones de la concentración metálica acumulada en muchas especies permanece pobremente comprendida a pesar de que las fracciones metálicas removidas por los extractantes químicos han demostrado en ciertas instancias buenas correlaciones con aquellas fracciones acumuladas por los organismos. Las características conductuales y ecológicas de los organismos también pueden afectar la toma de metales. Procesos bioquímicos que incluyen la acidez de los jugos estomacales y la acción digestiva enzimática puede también afectar la acumulación de metales. Las extracciones con ácidos débiles han sido parcialmente efectivas para la evaluación de la biodisponibilidad de metales, pero los efectos de ataques enzimáticos han sido descuidados. Las interacciones entre los metales también pueden afectar la toma de algunos metales por los organismos. La significativa correlación entre una concentración de plomo en los tejidos de bivalvos y una proporción de Pb/Fe extraído de sedimentos con 1 N HCl sugiere que la presencia de hierro interfiere con la toma de plomo por parte del organismo invertebrado (Luoma y Bryan, 1978, citado por Weimin *et al.*, 1992).

Se puede decir que tanto los extractantes quelantes y los ácidos débiles tienen la habilidad de reflejar la biodisponibilidad de metales contenidos en sedimentos en los invertebrados. Ácido clorhídrico disuelto permite un fraccionamiento parcial de metales en sedimentos liberando los metales asociados a los componentes orgánicos e inorgánicos, mientras que deja la matriz de silicatos prácticamente intacta. Los animales que habitan en los sedimentos pueden clasificarse de tres formas: como deposito-alimentadores, filtro-alimentadores y excavadores. La fracción biodisponible de metales en el sedimento puede diferir dependiendo de esta

clasificación, es por ello que todos los tipos deberían ser examinados. Se tienen por ejemplo para los deposito-alimentadores a los gastrópodos, como filtradores a los bivalvos y como excavadores a los gusanos anélidos poliquetos (Weimin *et al.*, 1992).

CONTAMINACIÓN POR METALES EN SEDIMENTOS

TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Los sedimentos son importantes transportadores de metales traza en el ciclo hidrogeológico. Estos pueden reflejar la calidad del sistema, así como también el desarrollo de algunos procesos químicos e hidrológicos. Los análisis comparativos de concentraciones totales, de perfiles longitudinales de los sedimentos, permiten determinar anomalías en zonas de mineralización (Rose *et al.*, 1979), así como también las fuentes de contaminación (Förstner y Wittmann, 1979; citados por Salomons y Förstner, 1984).

Existe una cercana relación entre la composición del sedimento y su capacidad de transportar metales pesados, dicha relación fue observada anteriormente en la superficie de los sedimentos. Una mayor influencia marina produce sedimentos con contenidos de carbonato y menores cantidades de componentes reactivos metálicos (Barreiro *et al.*, 1994).

También, Salomons y Förstner (1984) mencionaron que el transporte de los sedimentos está altamente relacionado a fenómenos hidrológicos y geomorfológicos, algunos de los principales procesos son:

- Erosión de los sedimentos desde el fondo del lecho marino o de un talud.

- El transporte vertical de las partículas en el cuerpo de agua, el cual es llevado horizontalmente por la corriente.
- Deposición en el fondo.
- Compactación de los depósitos.

Todos estos procesos varían en espacio y tiempo, además para que las partículas de sedimento se muevan debe haber una corriente de agua que sea capaz de transportarlos, también depende del tamaño de los granos del sedimento. Los sedimentos más finos son los que generalmente contienen los más altos niveles de concentración de metales, y se encuentran en aguas con poco movimiento (Salomons y Förstner, 1984).

No obstante la biodisponibilidad de los metales traza ligados a los sedimentos no depende solo de la concentración metálica total, sino también de la fuerza de asociación que existe entre el metal y los compuestos del sedimento. Jenne & Luoma (1977) comprobaron que los metales unidos a diferentes sustratos de un sedimento dado son incorporados en diferentes proporciones por los organismos bentónicos. Los metales unidos a carbonatos biogénicos y materia orgánica están mucho más disponibles que aquellos fuertemente unidos a otros compuestos del sedimento como óxidos de hierro y sulfuros. La concentración de metales traza en organismos bentónicos está frecuentemente correlacionada con la fracción intercambiable de la concentración total metálica en sedimentos, lo cual incluye metales adsorbidos en sitios intercambiables en la superficie de las partículas de sedimento más que en total metálico contenido en el sedimento. La proporción de metales intercambiables en un sedimento dado depende de numerosas variables

ambientales más que de la composición del sedimento por si misma. Entre ellas las características físicas y químicas de los poros y las aguas que cubren los sedimentos son importantes, por ejemplo: variaciones en el pH y potencial redox (Eh) pueden movilizar metales pesados desde los sedimentos a la columna de agua, ya sea por la disolución de compuestos metálicos inestables o por la precipitación de metales pesados favoreciendo la adsorción en las superficies de partículas suspendidas o la formación de sulfuros metálicos insolubles. Invariablemente, el fuerte y permanente estado de anoxia en los sedimentos junto con altos contenidos de materia orgánica producto quizás del extremo estado eutroficado de un ambiente acuático costero favorecerá la precipitación metálica en forma de sulfuros y su inmovilización con compuestos orgánicos refractarios como ha sido mostrado en otros ambientes costeros reducidos como pantanos salinos y manglares. La formación de sulfuros metálicos generalmente disminuye la disponibilidad metálica en el medio. La mezcla de cortos periodos de permanencia de agua dulce con agua de mar oxigenada y la variabilidad de las condiciones redox a diferentes profundidades y sitios favorece la disolución de compuestos metálicos inestables con otros compuestos reducidos u oxidados facilitando la remobilización de metales depositados en sedimentos, lo cual resulta en una alta disponibilidad metálica (Lacerda *et al.*, 1992).

COMPOSICIÓN DE LOS SEDIMENTOS

Los sedimentos en la naturaleza pueden dividirse en dos grupos:

- Sedimentos finos con partículas menores de 50 μm , subdividido en limo y arcilla.
- Sedimento grueso con granos excediendo a los 50 μm , subdividido en arena y grava.

Los dos grupos difieren por su mineralogía, morfología y fisicoquímica. Los sedimentos finos se encuentran mayormente compuestos por: arcillas, minerales, materia orgánica, carbonatos y otras partículas. Los sedimentos gruesos son menos diversos, la materia orgánica juega un papel importante en el transporte de los metales, ya que es capaz de unirse a los metales traza después de la deposición (Salomons y Förstner, 1984).

Cuando se comparan contenidos metálicos en diferentes muestras de sedimentos uno de los mayores problemas es que sus contenidos pueden ser afectados por varias características como las condiciones redox y el tamaño de la partícula, dichos factores también tienen una gran influencia en la disponibilidad metálica para los organismos epibentónicos muchos de los cuales se alimentan en o sobre la capa superficial de los sedimentos. Las extracciones con HCl proveen una estimación en la cantidad metálica lábil como por ejemplo si un metal está ligado débilmente al sedimento y por lo tanto es más factible su disponibilidad para la biota. Mientras que las extracciones con HNO₃, como es el caso de este trabajo, proveen un estimado del contenido total metálico en la muestra. La mezcla de HNO₃ + HF es efectiva en el rompimiento de la materia orgánica y materiales de silicio (Carral *et al.*, 1995).

DISTRIBUCIÓN Y DEPÓSITOS DE SEDIMENTOS

Los sedimentos son transportados por las corrientes, el ejemplo más simple es el caso de un río con una corriente unidireccional, y es más complicado cuando se trata de mareas oscilantes. Pero aun es más complejo en el caso de los estuarios ya que aquí juegan varios factores como por ejemplo diferencia de densidades en aguas de ríos que llegan hasta ellos, así también el agua de mar, etc. Por lo tanto, la descarga

de los ríos está relacionada con las lluvias que caen y a la duración de la estación lluviosa, los sedimentos poseen el mismo patrón, dependiendo de la cantidad de lluvia así será el arrastre de los mismos. Además, la naturaleza y cantidad de los sedimentos arrastrados, dependen de la capacidad de la corriente en determinada área erosionada o en erosión. Las diferentes fuentes que contribuyen a cargar a los sedimentos durante una gran descarga o corriente, se ven reflejados también en las concentraciones de los metales pesados. Botello y Páez (1987) determinaron en Coatzacoalco, México, que los sedimentos reflejan el contenido de metal en los organismos, principalmente en los de vida bentónica, con hábitos filtradores: al consumir detritus, también ingieren material fino del sedimento, y por ello aumenta la concentración de los metales en las diferentes partes del organismo, ya que evidentemente los sedimentos mas gruesos presentan las concentraciones metálicas mas bajas, pues entre mas fino es el tamaño del grano, tiende a incrementarse la concentración del metal en el sedimento. Los estuarios son zonas de rápida deposición de sedimentos y por lo general se encuentran sedimentos muy finos en estas áreas, los cuales contienen niveles más altos de metales (Salomons y Förstner, 1984). No obstante, las concentraciones de metales traza en poblaciones naturales de organismos acuáticos no han sido estudiados suficientemente. Hay varias dificultades en la evaluación de diferentes procesos que controlan cargas metálicas en los organismos de la naturaleza. Por ejemplo, los animales pueden acumular metales de las dos fuentes, ya sea del alimento o de la solución, con la relativa importancia de que la disponibilidad de la concentración metálica depende de la fuente. También, la entrada por cualquiera de las dos fuentes puede estar influenciada por factores fisicoquímicos en el ambiente, la toma de metales del

sedimento por los depósitos - consumidores difiere dramáticamente con la naturaleza del sedimento al cual el metal está ligado. La interacción entre metales puede también afectar la disponibilidad metálica para los organismos, por ejemplo: las concentraciones de un metal puede inhibir o aumentar la toma de otro. Procesos fisiológicos tales como la regulación homeostática, la inherente permeabilidad del organismo a un metal y los cambios fisiológicos cíclicos pueden también afectar la acumulación de metales por los tejidos así como las características ecológicas y conductuales (Luoma y Bryan, 1982).

INFLUENCIAS ANTROPOGÉNICAS EN LA CONCENTRACIÓN DE METALES EN SEDIMENTO.

La construcción de presas, canales y sistemas de irrigación, canales de navegación y otros cambian la morfología de un área y los patrones de corrientes, alterando así el transporte de sedimentos. Los metales no están distribuidos homogéneamente sobre los granos de sedimentos y existe una gran diferencia en la concentración de metales observados en los sedimentos de diferentes lugares o áreas. Para determinar la extensión de contaminación en los sistemas acuáticos, a causa de descargas de metales pesados en los sedimentos, primeramente es necesario saber los niveles naturales de estas sustancias para luego poder determinar los niveles de concentración de metales causados de manera antropogénica y de esta forma obtener una idea más clara de dichos niveles.

Se han realizado estudios ambientales los cuales buscan dar valores representativos a las concentraciones de metales, un gran número de sedimentos han sido analizados en base a la distribución del tamaño de los granos, composición material y condiciones de su origen (Salomons y Förstner, 1984).

METALES EN EL AMBIENTE

CUANTIFICACIÓN DE LOS IMPACTOS AL MEDIO AMBIENTE.

El primer intento para cuantificar la extensión de la contaminación de metales pesados en sedimentos marinos en una escala global fue realizada por Förstner y Muller (1973), en la cual se hizo una comparación de metales pesados en base a las concentraciones naturales de los respectivos elementos en sedimentos y se encontró que el mercurio, plomo, zinc y cadmio estaban elevados y estos seguirán aumentando año con año. Además, Suess y Erlenkeuser (1975), mencionaron que el orden de enriquecimiento en sedimentos influenciados antropogénicamente fue cadmio > plomo > zinc, los cuales corresponden a la acumulación de metales en los residuos de combustibles fósiles (Salomons y Förstner, 1984).

EROSIÓN Y MIGRACIÓN DE ELEMENTOS.

Las erosiones incluyen todo tipo de acciones físico-químicas y biológicas las cuales disuelven o desgastan las rocas. El principal agente de la erosión es el agua especialmente cuando contiene pequeñas cantidades de dióxido de carbono disuelto lo cual la hace más ácida. En segundo lugar están los límites de solubilidad lo cual es la función principal del pH, los límites de solubilidad están determinados por el valor de solubilidad de los compuestos de hidróxido. Es importante hacer notar que la mayor parte de detritos de los metales traza nunca dejan la fase sólida desde que

inicia la erosión, hasta su última deposición. Los detritos minerales que provengan de la roca metamórfica, así como también sedimentos desprendidos de la roca pueden afectar significativamente la composición del metal en los sedimentos acuáticos, aun en rangos normales de sedimentación, las fracciones de minerales pesados pueden contribuir significativamente al enriquecimiento de los metales en los ecosistemas acuáticos (Salomons y Förstner, 1984).

METALES EN ESTUARIOS Y ECOSISTEMAS COSTEROS

Los estuarios a menudo constituyen humedales de importancia ecológica internacional y son importantes económicamente por la producción de mariscos. Los estuarios son sitios particularmente apropiados para la evaluación de contaminación en el litoral por ciertas razones: éstos históricamente han sido sitios de preferencia para la colonización por humanos y llevar a cabo actividades industriales, por lo que han recibido altos contenidos de contaminantes. Los sedimentos estuarinos muestran una fuerte tendencia a la acumulación de sustancias xenobióticas especialmente de metales pesados. Por ello, para la monitorización de esos, el análisis de sedimentos estuarinos constituye una vía rápida para obtener información integrada con respecto al grado de contaminación que posea dicho estuario (Carral *et al.*, 1995).

Asimismo, el origen de los estuarios más modernos se registra desde antes del primer incremento del nivel del mar, después de la era del hielo, aproximadamente hace 20,000 años. La historia de los sistemas estuarinos, ha sido establecida por su geomorfología y está enormemente determinada por el suministro de sedimentos (Postma, 1967).

El balance de partículas es controlado por el aporte que los ríos dan al estuario además del aporte de la atmósfera, así como también del mar y otras sustancias que proviene del fondo del mismo (Goldberg, 1978).

En los últimos años se han observado incrementos en los niveles de metales pesados en el mar con órdenes de magnitud demasiado altos y probablemente sufran de contaminación. Los ríos del mundo actualmente acarrear suficiente material suspendido para llenar la cuenca marina 24 veces, a pesar de todo, las concentraciones de metales pesados en océanos son independientes de la entrada de metales desde los ríos (o la atmósfera) pero depende de la tasa a la cual los metales son removidos de la solución por procesos biogeoquímicos. Las más altas concentraciones de plomo disuelto ocurren en aguas superficiales lo cual indica un suministro atmosférico, esta situación se ha interpretado como un fenómeno reciente que responde a un aumento en las descargas antropogénicas alterando su estado prehistórico estable. Con excepción del caso del plomo, existe poca evidencia que demuestre que los efectos antropogénicos estén causando aumentos en las concentraciones de metales pesados en los océanos donde las concentraciones aún se mantienen estables. Sin embargo, las descargas de metales fluviales y atmosféricos (a menudo incrementadas por actividades humanas) seguramente tienen un efecto significativo en las concentraciones de metales en aguas costeras. Es necesario resaltar que el principal factor que influye en la absorción de metales por los organismos marinos es la disponibilidad biológica del metal. Los organismos acuáticos están literalmente bañados en una solución de metales y pueden tomar metales directamente en forma disuelta, esos metales pueden ser adsorbidos

pasivamente sobre la superficie del cuerpo y estar disponibles para el intercambio físico con otros metales en el medio o pueden ser absorbidos en el interior del cuerpo por las superficies permeables y transferirse potencialmente bajo el control metabólico. Cuando existe una alta concentración de metales pesados en el cuerpo relativamente mayor a la del medio externo hay a menudo un gradiente de concentración a través de la superficie permeable promoviendo la entrada pasiva de iones metálicos, una vez absorbidos dichos metales pueden ser confinados o limitados por proteínas internas denominadas metalotioneinas (Rainbow, 1984).

Algunos bivalvos pueden tomar ciertos metales en forma particulada de la suspensión por pinnocitosis a través de las branquias. Los metales que predominan como iones en una solución son sodio, potasio, magnesio, calcio, los cuales se consideran como ilimitados dentro de la solución, caso contrario ocurre con los metales pesados los cuales representan solo un pequeño porcentaje del total de metales disueltos, por ejemplo el mercurio en agua salada predomina formando complejos con cloruros y bromuros. La vasta mayoría del plomo está en la forma de carbonatos de plomo ($PbCO_3$) representando menos del 2% de la especie disuelta. Desde hace mucho se conoce que los metales pesados asociados a moléculas orgánicas son más tóxicos que sus contrapartes inorgánicas, esto es debido a su creciente hidrofobicidad y consecuente facilidad de pasar a través de la membrana celular. La otra gran fuente de metales para animales marinos es el suministro alimenticio, los niveles de metales en las fuentes alimenticias son afectados por la biología de los metales en los diferentes organismos que forman la cadena alimenticia.

Análisis aplicados en los depósitos alimenticios de un bivalvo evidencian la disponibilidad del plomo en sedimento, la cual no depende solo de la concentración del plomo en él sino que está modificada por la concentración de un extracto de hierro, tal vez por un proceso de unión del plomo con óxidos de hierro insoluble. Similarmente la biodisponibilidad del arsénico en bivalvos tiene una correlación más directa cuando el arsénico está unido al hierro en sedimentos. El suministro alimenticio será entonces la mayor fuente metálica para un organismo siempre y cuando el organismo tenga la habilidad de acumular ese metal en una cantidad y forma química tal que lo haga más disponible para él mismo que para el medio metálico que lo rodea (Rainbow, 1984).

Localmente los organismos vivientes pueden estar expuestos (vía alimento, intercambio de gases o simple contacto) a muy altos niveles de metales. (Carral *et al.*, 1995).

En el caso de los estuarios, un decrecimiento en la salinidad puede resultar en la presencia de más metales libres en el caso de aquellos metales que formen complejos con cloruros. Cambios en la disponibilidad de iones metálicos libres asociados a variaciones en la salinidad pueden ser responsables por los cambios en la acumulación metálica y en la toxicidad de organismos marinos. Simkiss (1987), propone que los metales pesados son tomados a través de la membrana en forma de un complejo inorgánico sin carga MX^0 , tal vez en forma de complejos de cloruro en el caso del mercurio y cadmio, así como de hidróxidos en el caso del cobre y zinc (Rainbow, 1984).

Las acumulaciones de sedimento aún los granos o material más fino toma un lugar importante en la protección contra el oleaje y las corrientes. La cantidad de transporte de materia suspendida depende y esta influenciada por las olas, el movimiento de la marea y la típica circulación del estuario, lo segundo es que hay diferencias de gravedad entre el agua dulce y oceánica. Al comparar el comportamiento de metales en estuarios con océano o lagos se puede mencionar que los estuarios o los sistemas estuarinos, son más complejos y más dinámicos, esto se debe al fuerte gradiente en composiciones químicas del agua, así se tiene también la variable de la materia suspendida, sus concentraciones y los procesos hidrodinámicos. Así también, los estuarios son muy importantes en los ciclos hidrológicos, ya que ellos determinan la cantidad de metales traza que proceden de los ríos que entran al ambiente costero y últimamente a lo profundo del océano (Salomons y Förstner, 1984).

Se ha documentado que los estuarios reciben efluentes con sedimentos ricos en metales, muchos asociados con la minería, los cuales presentan alta carga metálica. No todo el metal que entra a los estuarios es transportado al ambiente marino, por ejemplo, el hierro y manganeso precipitan como hidróxidos cuando se mezcla el agua dulce y agua salada, la mayoría del hierro en fase acuosa se incorpora permanentemente a sedimentos, mientras que el manganeso es depositado en sedimentos anóxicos por la reducción de MnO_2 . Los hidróxidos de hierro pueden servir como un sitio para la absorción de arsénico, zinc, plomo, cromo y otros. Tanto el arsénico, como el arsenato y arsenito precipitan con el hidróxido de hierro y ciertamente el arsénico disuelto forma óxidos de hierro en bajas salinidades de forma

que poco es transportado a las aguas costeras. El arsénico disuelto permanece no reactivo y se comporta conservativamente. Las concentraciones disueltas cambian en relación con la mezcla de agua dulce y salada, en este caso, complejos entre relativos bajos niveles de arsénico y altos niveles de materia orgánica disuelta de bajo peso molecular son mecanismos de coprecipitación más significativos que el As/Fe (Rainbow, 1984).

CIRCULACIÓN DE LOS ESTUARIOS

Los sedimentos de los esteros se derivan principalmente de ríos y del ambiente marino, por lo que los esteros ofrecen protección contra las fuertes olas y las corrientes, pero en adición los mecanismos de transporte de agua y sedimento existen y funcionan activamente para prevenir el escape de los sedimentos. Éstos son generados por los movimientos de marea, el oleaje y la circulación del estuario (Salomons y Förstner, 1984).

METALES EN BIVALVOS

Los organismos marinos pueden acumular contaminantes en disolución y particulados, variando su carga bioacumuladora según sea su nivel trófico (suspensívoros, detritívoros), también algunos invertebrados pueden tomar contaminantes que son liberados del sedimento, vía agua intersticial, sobre todo si se alteran las condiciones físico-químicas del mismo. El mejillón (*Mytilus edulis*, *M. galloprovincialis*) en aguas templadas y en las tropicales son las más utilizadas. El mejillón es particularmente regulador del cobre y zinc, pero es un eficiente monitor de un amplio rango de metales pesados y otros contaminantes. Su amplia utilización en acuicultura facilita la biomonitorización, lo mismo ocurre con *Ostrea edulis* y

Crassostrea gigans también muy utilizadas. Igualmente, distintas especies de bivalvos que se alimentan de los depósitos recientes del sedimento son buenos indicadores, pero su distribución es limitada frente a la del mejillón (Carballeira *et al.*, 1997).

BIVALVOS COMO BIOINDICADORES DE METALES PESADOS

Los indicadores ambientales son utilizados en estudios dirigidos a evaluar los efectos que la actividad humana produce en el ecosistema. Así mismo son instrumento indispensable en proyectos de planificación, control y ordenación de impactos ambientales (Hertz, 1991; Connell y Müller, 1984; Connell, 1986, citados por Carral, 1992). El proceso de biomonitorización puede ser pasivo o activo. a) activo: cuando consiste en la exposición de la especie elegida a condiciones ambientales controladas, en el campo o laboratorio. b) pasiva: cuando los organismos analizados son autóctonos de la zona de estudio, presenta la ventaja de suministrar información sobre un largo periodo de tiempo (Carral, 1992).

Phillips (1980) mencionó que los requisitos previos que debe cumplir una especie para que pueda ser útil como buen bioindicador son:

- Sedentarismo, con la finalidad de que sea representativa del área de estudio.
- Tolerante a niveles altos de contaminantes, y a amplios rangos ambientales.
- Que permita ensayos en laboratorio de cinéticas polucionantes.
- Abundancia, necesita ser abundante en el área de estudio, fácil de identificar, de recolectar y presentar suficiente biomasa para analizar.

- Presentar correlación simple entre la concentración del contaminante en sus tejidos y la biodisponibilidad en el medio. Esta relación debe de ser siempre la misma para cualquier zona estudiada.

El empleo de bivalvos (*Cerastoderma edule*, *Scrobicularia plana*, *Mytilus edulis* y poliquetos marinos (*Nereis diversicolor*) en estudios de indicación metálica ambiental está bien documentado (Phillips, 1980; Bryan *et al.*, 1985; Carballeira *et al.*, 1997). El análisis de estos organismos se hace complementario con el de las algas, ya que nos permitirá una mejor comprensión de la contaminación de un área determinada, mostrándonos la diferente importancia que en la entrada de cada metal en la cadena trófica presentan los distintos compartimentos (forma particulada o en disolución). Los bivalvos son los organismos más utilizados, junto con las macroalgas, como indicadores de contaminación por especies metálicas (Carral, 1992). Los organismos antes mencionados reflejan bien los niveles ambientales metálicos, presentando una incorporación rápida y una excreción lenta. Los metales son retenidos en gránulos y unidos a metalotioneínas predominando uno u otro proceso según el metal y la especie (Phillips, 1980). Sin embargo los bivalvos cumplen bien los requisitos necesarios para que puedan ser considerados como buenos indicadores de los niveles metálicos del medio (De Wolf, 1975; Phillips, 1980; Curran *et al.*, 1986, citados por Carral, 1992).

Así también, se sabe que los moluscos son el grupo de invertebrados con el número de especies más grande y diverso, después de los artrópodos. Son organismos de cuerpo blando, no segmentado, con un pie muscular y un manto (estructura que secreta la concha calcárea). El grupo de los moluscos es tan diverso que puede

presentar concha o estar ausente. La gran diversidad de los moluscos se destaca por su variedad de especies, las cuales con pocas excepciones, solo se encuentran en un continente, ya que algunos géneros ya desaparecieron. La fauna típica de América no es igual a la de otro continente, aunque las mismas familias o géneros estén presentes en ambos. En general, los organismos del bentos tienen una vida relativamente larga, por lo tanto una presencia constante, con hábitos sedentarios, alto potencial biótico y diferentes grados de tolerancia a los contaminantes. Cualquier tipo de contaminación provoca que la comunidad de organismos vivos sea desplazada por aquellos tolerantes a descargas vertidas en un cuerpo de agua. Si los contaminantes dejan de vertirse y el agua recupera su calidad anterior los moluscos bentónicos colonizaran de nuevo el cuerpo de agua de donde fueron desplazados (Espino *et al.*, 2000).

TIPO DE ALIMENTACIÓN DE LOS BIVALVOS

En cuanto a la alimentación, ésta es por filtración y se caracteriza por cilios que recubren la branquias y que revisten la cavidad paleal producen corrientes que atraen el agua hacia el sifón de succión y la expulsan a través del sifón de expulsión, el moco de las branquias y del manto atrapa las pequeñas partículas que se encuentran en el agua y estas son transportadas por los cilios hacia los palpos labiales. Las glándulas digestivas tienen tractos incurrentes que transportan el alimento digerido a los túbulos distales en donde se lleva a cabo la fagocitosis y la digestión intracelular de proteínas y carbohidratos. Este proceso también puede efectuarse en las glándulas digestivas. La acción diferencial de los cilios de los palpos labiales hace que las partículas alimenticias (diatomeas, protozoarios y otros

pequeños animales y plantas) sean introducidas en la boca mientras que las partículas no alimenticias (tales como arena, y otros desechos) son enviadas hacia fuera por el sifón expulsor. Asimismo, los bivalvos lamelibranquios poseen un área muy grande para colectar alimento en la superficie permeable de las branquias e ingieren plancton rico en metales junto con mucus el cual actúa como una superficie de absorción metálica y el proceso alimentación de nuevo pasa grandes volúmenes de agua sobre la superficie permeable incrementando la entrada de metales y en estos organismos bivalvos especialmente las ostras se conocen como buenos ejemplos de organismos acumuladores de altas concentraciones de metales pesados, encontrándose altas concentraciones en tejidos de nefridios y circulando en los amebocitos típicamente en la forma de gránulos ricos en metales los cuales pueden ser excretados por nefridios pero muy lentamente (Rainbow, 1984; Frías - Espericueta *et al.*,1999).

TOLERANCIA A CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

MECANISMOS DE RESPUESTA CELULAR

Los metales pesados son tóxicos para los organismos marinos si sobrepasan un umbral de biodisponibilidad, muchos son esenciales para el metabolismo en bajas concentraciones. La absorción de metales pesados de una solución por organismos marinos depende de la disponibilidad de iones metálicos libres, frecuentemente una baja proporción de metales es resultante de un complejo con ligandos orgánicos e inorgánicos. Sin embargo, compuestos metálicos hidrofóbicos son absorbidos relativamente rápido, así mismo la absorción metálica también puede envolver el ligamento del ión metálico libre hidrofílico con un ligando proteínico y de esta manera

lograr atravesar la membrana celular. Los metales pueden ser mantenidos dentro de la célula en una forma metabólica disponible con la posibilidad coexistente de que puedan causar un efecto tóxico o también pueden ser detoxificados por posibles mecanismos que incluyen la formación de gránulos insolubles los cuales serán almacenados o excretados, así como también el ligamento de los metales con metalotioneínas. De esta manera, los metales pueden ser tomados al interior del cuerpo a través de sitios como superficies epiteliales respiratorias y tracto alimenticio pero cierta fracción del metal corporal puede ser adsorbido pasivamente por sobre la superficie del cuerpo, esta cantidad de metal adsorbido intercambiable fuera del control metabólico puede representar una significativa proporción del total del metal corporal. Cualquier metal tomado al interior del cuerpo tiene el potencial de jugar un rol metabólico. Sin embargo, es imperativo para la salud del organismo que los niveles de metales metabólicamente disponibles no se conviertan a niveles tan altos que puedan producir efectos tóxicos en el organismo. Los procesos fisiológicos que impiden la ocurrencia de estas elevaciones en los niveles de metales se encuentran dentro de dos categorías: 1) la regulación de la concentración metálica total del cuerpo a un nivel fijo el cual no este relacionado con los cambios en la toma de metales, 2) el almacenamiento de la mayoría del metal acumulado en una forma detoxificada (Rainbow, 1984).

La importancia de la evaluación tóxica esta basada en la suposición que el cambio celular puede en última instancia desarrollar un cambio ecológico. La interacción inicial entre los sistemas químicos y biológicos ocurre en el nivel celular, el primer escalón que integra todos los criterios de la vida. La respuesta celular es el punto de

partida de una serie de reacciones que conllevan a un cambio ecológico, aunque se debe enfatizar que no es usualmente simple pero preferible a una compleja reacción entre eventos tóxicos a diferentes niveles de organización biológica. No todas las reacciones celulares tienen un sentido patológico, muchas respuestas son de naturaleza protectora y pueden llevar a una aclimatación del impacto tóxico en lugar de desarrollar una enfermedad o muerte (Segner y Braunbeck, 1998).

Sin embargo, la excreción metálica puede tener lugar en varios sitios del cuerpo incluyendo las branquias, tracto alimenticio y túbulo excretor (nefridio o celomaducto). Moluscos y crustáceos típicamente tienen celomaductos y la orina primaria es formada de la filtración de la sangre, la cual es similar a la sangre en sus constituyentes careciendo solo de proteínas las cuales son demasiado grandes para atravesar el filtro. Al menos en crustáceos y moluscos los metales pesados en absorción se unen a proteínas y por lo tanto pueden no estar disponibles en la hemolinfa para que sean filtrados en el túbulo excretor a menos que ciertas adaptaciones específicas existan para este propósito (Rainbow, 1984).

Existen procesos de regulación y modificación a nivel celular que determinan si la interacción con un químico tóxico eventualmente resultará en consecuencias a niveles de interacción biológica más altos. El hecho de que la toma de químicos, almacenamiento, excreción así como también acciones adaptativas o tóxicas que ocurren a nivel celular hace que las respuestas celulares sean herramientas adecuadas para la detección temprana y sensible de la exposición química (Segner y Braunbeck, 1998).

La regulación de las concentraciones corporales de metales pesados es la excepción para la mayoría de los organismos marinos que acumulan metales pesados en proporción con la absorción de dichos metales ya que tal acumulación debe ser asociada con mecanismos de detoxificación los cuales dejan a las toxinas inhabilitadas y de esta forma evitan daños en el metabolismo. Los mecanismos de detoxificación se encuentran bajo dos categorías muy generales las cuales no son mutuamente excluyentes: 1) la primera es la formación de gránulos metálicos insolubles y 2) la unión de metales pesados con ligandos, proteínas específicamente tales como las metalotioneínas. La incorporación de un átomo metálico potencialmente tóxico en la vía metabólica para que juegue un rol esencial lo deja inhabilitando un rol nocivo y puede presumiblemente ser considerado como un mecanismo de detoxificación (Rainbow, 1984).

Las metalotioneínas son proteínas de bajo peso molecular con composición característica de aminoácidos y altas afinidades por metales pesados particulares incluyendo el mercurio, zinc, cobre, cadmio, plata. Estas son inducidas por estos metales y han sido aisladas de organismos marinos por lo que se presume juegan un rol detoxificante de los metales antes mencionados. También, son proteínas citoplasmáticas con una larga proporción de residuos de cisteína y sulfuros, lo que les brinda propiedades de unión a los metales como mercurio y cadmio con los cuales poseen gran afinidad. Se ha demostrado que organismos acuáticos, experimentan la inducción de metalotioneínas durante la exposición de niveles de metales y también incrementan la tolerancia de a concentraciones elevadas de éstos (Segner y Braunbeck, 1998).

También es probable que los mecanismos que envuelven la unión de metales por medio de ligandos y la incorporación de estos en depósitos insolubles sean probablemente dependientes de la acción de las metalotioneínas, las cuales pueden incorporar esos elementos a lisosomas (Rainbow, 1984).

EFFECTOS DE SUSTANCIAS ALTAMENTE TÓXICAS A NIVEL CELULAR

Cuando los mecanismos de defensa celular fallan los efectos ocasionados por agentes tóxicos desencadenan en procesos de lesión y muerte celular. Para muchos químicos, la célula puede prevenir su toxicidad hasta cierta concentración crítica ya que más allá de ese umbral ocurrirá la lesión y posterior muerte celular. Se pueden diferenciar dos tipos de muerte celular: NECROSIS Y APOPTOSIS, en la primera, la muerte celular es inducida por una lesión dentro de la misma y en la segunda la muerte celular es dirigida por los genes o una muerte celular programada. En la muerte celular por necrosis se da un crecimiento del citoplasma y los organelos, este efecto es producido por la pérdida de la permeabilidad selectiva de la membrana plasmática, lo cual produce la ruptura de la célula y las membranas de los organelos, así como un rápido decrecimiento en las proteínas y niveles de ARN y división del ADN por actividad de lisosomas desoxiribonucleares. La necrosis afecta típicamente a grupos de células contiguas y desarrolla usualmente una reacción inflamatoria. La apoptosis, sin embargo está morfológicamente caracterizada por una condensación nuclear y citoplásmica, daño al citoesqueleto, ampollamiento de la membrana y encogimiento de la célula. Eventualmente la célula se desintegra en una serie de pequeños fragmentos limitados por membranas conteniendo organelos intactos, los cuales son fagocitados y asimilados rápidamente por las células vecinas sin la

inducción de un proceso inflamatorio. Particularmente, bajo condiciones de agudas o altas exposiciones químicas la necrosis es frecuente no así la apoptosis, la cual usualmente no es activada por químicos sino por factores fisiológicos (Segner y Braunbeck, 1998).

PRINCIPALES CARACTERISTICAS Y EFECTOS DEL ARSÉNICO, MERCURIO Y PLOMO EN EL AMBIENTE Y LA SALUD HUMANA.

ARSÉNICO

Es un metaloide que posee propiedades compartidas entre los metales y no metales, su promedio de concentración en la corteza es de 1.5 a 2.0 mg/kg, está presente en las rocas y minerales, puede encontrarse en forma natural en sulfuros, arsenidos y sulfuroarsenidos de metales pesados, como óxidos y arsenatos. Las formas oxidadas de arsénico son encontradas usualmente en depósitos sedimentarios. El arsénico tiene una química orgánica bastante rica y compleja lo cual se refleja en alguna medida en su comportamiento en el ambiente. Este elemento esta natural y ampliamente distribuido en la corteza terrestre. En el medio ambiente, el arsénico se encuentra combinado con oxígeno, cloro y azufre formando compuestos inorgánicos. El arsénico en animales y en plantas se combina con carbono e hidrógeno formando compuestos orgánicos de arsénico. Los compuestos inorgánicos de arsénico se usan principalmente para preservar madera. Los compuestos orgánicos de arsénico se usan como pesticidas, principalmente sobre cultivos (GESAMP, 1986).

Al igual que otros elementos, el arsénico no puede ser destruido en el medio ambiente, solamente puede cambiar de forma o estado de oxidación, también el arsénico en el aire se deposita en el suelo o es removido del aire por la lluvia.

Muchos de los compuestos de arsénico pueden disolverse en agua. Los peces y mariscos pueden acumular arsénico, pero el arsénico en peces está en concentraciones bajas que no presentan riesgo para la salud humana (Web 5).

El arsénico es un metaloide no esencial, abundante en mariscos, muy tóxico y está asociado a cáncer en pulmones, piel, perturbador de hormonas, causa daños al sistema neurológico. Inhalar arsénico aumenta las posibilidades de desarrollar cáncer pulmonar. Entre las fuentes principales de contaminación por este elemento están fundidoras de metales no ferrosos (Cu, Pb, Ni), plantas generadoras de energía a base de carbón y geotérmicas, pesticidas (Merian, 1991).

Propiedades físicas y químicas

Químicamente el arsénico posee ciertas propiedades que responden a su posición dentro del grupo al que pertenece (nitrógeno, fósforo, arsénico, antimonio y bismuto). Su número atómico es 33, ocupa el lugar 52 en abundancia entre los elementos naturales de la corteza terrestre. Cuando se calienta, se sublima, pasando directamente de sólido a gas a 613°C con punto de fusión de 814°C y calor específico de 0.0772 a 28°C . Una de las formas más comunes del arsénico es gris, de apariencia metálica y tiene una densidad relativa de $5,7\text{ g/cm}^3$. Existe también una forma amarilla no metálica con una densidad relativa de $2,0\text{ g/cm}^3$. La masa atómica del arsénico es $74,92\text{ UMA's}$. El arsénico es venenoso en dosis significativamente mayores a 65 mg , y el envenenamiento puede producirse por una única dosis alta, pero también por acumulación progresiva de pequeñas dosis repetidas, como por ejemplo, la inhalación de gases o polvo de arsénico (Merian, 1991).

El arsénico en el ambiente acuático

Mucho trabajo se ha desarrollado para identificar compuestos de arsénico en organismos marinos. El hallazgo de ácidos de metilarsénico en agua dulce y agua de mar es una evidencia que el arsénico va más allá de simples reacciones de oxidoreducción. En ambos sistemas acuáticos la ocurrencia de compuestos de metilarsénico es asociada a cierta actividad fitoplanctónica. En agua dulce los niveles de metilarsénico fueron evidentemente altos en lugares donde quizás fertilizantes conteniendo arsénico hayan sido vertidos en lagos y pozos. Existe poca evidencia que demuestre que los sedimentos jueguen un rol substancial en el proceso de metilación del arsénico. Las muestras de sedimento de estos dos ambientes acuáticos no contenían grandes cantidades de compuestos de metilarsénico (Web 8).

Transporte y transformación.

El arsénico penetra al océano desde la atmósfera y en agua dulce está asociado con material particulado y también puede estar en su fase disuelta, se ha mencionado que el arsénico entra en los estuarios en forma particulada por acción de agentes atmosféricos dichas partículas provienen de minerales tales como arsenopiritas, arsenatos y arsenitos los cuales pueden ser recogidos por hidróxidos de hierro en los sedimentos estuarinos. Sin embargo, el transporte facilitado biológicamente de varias especies de arsénico en el mar puede tener algún efecto en la distribución general de arsénico dentro de una localidad determinada. Las transformaciones de arsénico en el ambiente marino están mediadas bioquímicamente, con excepción de las conversiones arsénico-arsenato las cuales son facilitadas por estados óxicos o

anóxicos del agua. Se ha demostrado la habilidad de ciertas bacterias para reducir arsenato en arsenito, así también existe evidencia de la presencia de arsenito, monometilarsenato y dimetilarsenato en la zona fótica de agua marina lo cual podría indicar que las algas juegan un papel importante en la producción de arsénico. Experimentos de laboratorio se han llevado a cabo en animales marinos y han demostrado que el alimento es mas importante como una fuente de arsénico que el agua marina, ya que compuestos como la arsenobetaína que es el mayor compuesto de arsénico presente en animales marinos en la parte superior de la cadena alimenticia esta disponible en la vía de los detritívoros, no así en aquellos animales que carecen de esta fase en la cadena alimenticia, por lo que estos no pueden acumular arsenobetaína en sus tejidos como otros presentes incluso en la dieta humana tales como langostas, cangrejos, camarones, peces teleósteos, etc. (GESAMP, 1986).

Bioacumulación

En los organismos acuáticos se produce una bioacumulación de compuestos de arsénico orgánicos, tras su biogénesis a partir de las formas inorgánicas. No se ha observado bioamplificación en las cadenas alimentarias acuáticas (Web 8). La bioacumulación de arsénico es muy alta en zooplancton, organismos bentónicos (bivalvos). El arsénico usualmente no se acumula en especies de peces de agua dulce. Sin embargo, altos niveles de arsénico en aguas naturales podrían ser transferidos a plantas e invertebrados acuáticos (bivalvos y *Daphnia*) y a peces a través de la cadena alimenticia (Merian, 1991).

El arsénico en sedimentos y moluscos

Las concentraciones de arsénico en sedimentos están dadas en base a su peso seco y el dato más elevado obtenido para el Océano Pacífico fue en 1955 con un rango de 0.58 – 20.0 mg/kg. Sedimentos no contaminados de áreas costeras y estuarios parecen contener concentraciones de arsénico bastante menores que aquellas provenientes de zonas más profundas. Sin embargo las descargas de efluentes enriquecidos con arsénico de origen antropogénico pueden causar elevaciones en las concentraciones de arsénico ya sea localmente o más dispersamente en el ambiente costero o estuarino. En cuanto a los gastrópodos y bivalvos tienen concentraciones de arsénico de 1 – 25 mg/kg en peso húmedo aunque valores mayores pudieran reflejar contaminación en aguas de la costa. Ciertos estudios han publicado la prevalencia de arsénico orgánico (90%) en bivalvos y gastrópodos, la presencia de compuestos de éste elemento en los músculos aductores puede asociarse a la presencia de un alga verde unicelular, éstos son vistos en cualquier forma de moluscos bivalvos y otros organismos filtradores de alimento que derivan su nutrición principalmente del fitoplancton la cual contiene dicha carga de arsénico (GESAMP, 1986).

Efectos en la salud humana

Las intoxicaciones por arsénico ocurren frecuentemente en los lugares de trabajo. Y los síntomas resultantes pueden ocurrir en tres fases: en la etapa inicial el individuo experimenta debilidad, pérdida de apetito, náusea, y diarrea. Esto es seguido de conjuntivitis, laringitis, deficiencia respiratoria, lesiones en la piel. La fase final incluye neuritis, y daños sensoriales (Merian, 1991).

El desarrollo de una hiperpigmentación depende en la dosis de arsénico ingerida, si una persona ingiere mas de 0.04 mg/kg por día por seis meses a tres años, existe la posibilidad de desarrollar hiperpigmentación (Web 8).

Aunque la toxicidad de compuestos orgánicos e inorgánicos de arsénico en organismos marinos se ha estudiado poco, parece ser que los compuestos orgánicos de arsénico son menos tóxicos que los inorgánicos. Por ejemplo, compuestos inorgánicos de arsénico están muy asociados a aberraciones cromosomales observadas en linfocitos humanos, algunos estudios en animales han demostrado que altas dosis de arsénico inorgánico trivalente o pentavalente induce efectos teratogénicos. La contribución de arsénico inorgánico de mariscos a la dieta diaria humana ocasionalmente puede ser significativa y debido a que compuestos inorgánicos de arsénico son absorbidos de buena manera en el tracto gastrointestinal, su entrada está determinada por la solubilidad en agua, una vez absorbido es retenido en tejido epitelial de la piel, cabello, membranas mucosas del intestino, epidídimo, tiroides y esqueleto. El arsénico inorgánico es bastante más tóxico que los otros compuestos de arsénico y en muchos estudios se ha demostrado que causan lesiones en la piel, daños vasculares, afecta el sistema nervioso, cromosomal, interfiere con la defensa inmunológica y produce cáncer de pulmón. Síntomas más graves pueden ocurrir en minutos o en horas después de su ingestión, además depende del vehiculo de infección de la solubilidad y del tamaño de la partícula. Los síntomas pueden ser expresados de la siguiente manera: dolor epigástrico, vómitos y diarrea, si el individuo sobrevive puede desarrollar subsecuentemente neuritis periférica y la dermatitis exfoliativa.

La inhalación o la exposición al contacto de arsénico causa irritación de la mucosa nasal y perforaciones en el septum nasal, dermatitis y conjuntivitis, además, se puede contraer alergias de la piel. Las transformaciones de arsénico pueden ser llevadas a cabo por procesos biológicos a través de micro-organismos y por algas. Cierta parte del arsenato absorbido por algas es convertido en compuestos orgánicos como los ribofuranosidos que contienen arsénico los cuales dan origen a la arsenobetaína presente en las cadenas alimenticias. Se ha detectado niveles de arsénico que oscilan entre 1-3 µg/l en aguas oceánicas. Sin embargo, el arsénico orgánico presente en mariscos no presenta hasta ahora efectos adversos en la salud humana. Indistintamente el arsénico entra en el ambiente marino a través de fuentes naturales y antropogénicas (Merian, 1991).

MERCURIO

El mercurio es un elemento que ocurre naturalmente en la corteza terrestre. A través de la historia de La Tierra se ha distribuido en el ambiente por medio de procesos naturales, tales como actividades volcánicas, incendios, movimientos de ríos, lagos, corrientes oceánicas y procesos biológicos. Desde la revolución industrial a finales del siglo 18 y 19, fuentes antropogénicas se han convertido en contribuyentes significativas de mercurio y sus compuestos en el ambiente. Así como otros componentes de la litosfera, el ciclo natural de La Tierra ha contribuido a la presencia de mercurio en el agua, aire, suelo y sedimentos. Las fuentes más grandes de mercurio antropogénico han sido operaciones de minería, procesos industriales, uso de combustibles fósiles, producción de cemento, incineración de desechos municipales, químicas y médicas (Web 8).

El mercurio es un elemento traza común sin ninguna función biológica conocida. La mayoría del mercurio antropogénico que se descarga en el ambiente proviene de plantas de hipocloritos donde utilizan células de mercurio en el proceso de la elaboración de cloro y soda cáustica. Desde 1974, las naciones industrializadas han reducido considerablemente las descargas de mercurio principalmente de las plantas de hipocloritos. Sin embargo, la quema de combustibles fósiles o descarga de aguas residuales continúan efectuándose en muchas zonas. Las emisiones de Hg atmosféricas provenientes de fuentes antropogénicas son menores que las fuentes naturales, aunque a nivel local las emisiones antropogénicas pueden ser de mayor significancia que aquellas que proceden de fuentes naturales ya que algunos depósitos de mercurio en ciertas localidades han alcanzado rangos de 10 hasta 100 veces mayores que los niveles de fondo. El mercurio también es usado en pesticidas, fungicidas, equipos plásticos y eléctricos, preparaciones dentales, catalizadores químicos, procesos de minería. La química del mercurio es compleja, los compuestos orgánicos de mercurio son altamente tóxicos, como el mercurio metilado. El mecanismo tóxico del metilmercurio se basa principalmente en su alta estabilidad y su habilidad de penetrar la membrana biológica. La metilación del mercurio puede ocurrir ya sea por vías bióticas o abióticas (Mearns *et al.*, 1991).

Propiedades físicas y químicas

El mercurio elemental tiene un número atómico de 80, una masa atómica de 200.59 UMAs, un punto de fusión de -39.8 °C y un punto de ebullición de 357 °C. Puede ocurrir naturalmente en 6 diferentes formas o isótopos. Muchos otros metales pueden disolverse en mercurio para formar varias amalgamas. La forma más

importante del mercurio a la cual los organismos vivientes están expuestos puede ser clasificada en tres amplias categorías teniendo diferentes propiedades farmacocinéticas en consideración a la absorción, distribución, acumulación y riesgo tóxico. Las categorías son: mercurio inorgánico, mercurio orgánico y mercurio metálico (Merian, 1991).

El mercurio en el ambiente acuático

El mercurio en los océanos puede acumularse de manera natural en los peces, aves que se alimentan de peces y en mamíferos. Se han determinado acumulaciones de mercurio en animales presentes en lagos. Un factor característico que influye para la toma y acumulación de mercurio en organismos vivos, es la contaminación agrícola y el uso de pesticidas, el uso de agroquímicos se asocia a la acumulación de mercurio en organismos vivos (Freedman, 1989).

Mediciones recientes de mercurio en sistemas acuáticos han arrojado ciertos rangos de concentración los cuales pueden ser considerados representativos para el mercurio disuelto: Océano abierto 0.5-3.0 ng (nanogramos)/litro, zona costera 2-15 ng/litro, ríos y lagos 1-3 ng/litro. Las variaciones locales de estos valores pueden ser considerables especialmente en las aguas de la zona costera y en las de ríos y lagos donde el mercurio asociado con material suspendido puede contribuir al contenido total de la muestra (Web 8).

Transporte y transformación

Así también el mercurio se combina con otros elementos, por ejemplo cloro, azufre u oxígeno para formar compuestos de mercurio inorgánicos o sales, las que son

generalmente polvos o cristales blancos. El mercurio también se combina con carbono para formar compuestos de mercurio orgánicos. El más común, metilmercurio, es producido principalmente por organismos microscópicos en el suelo y en el agua. Mientras más cantidad de mercurio se encuentre en el medio ambiente, mayor será la cantidad de metilmercurio que estos organismos generaran. Usualmente el mercurio metálico se usa en la producción de gas de cloro y soda cáustica y también se usa en termómetros, obturaciones dentales y baterías (Web 3).

Algunas características del transporte de este elemento incluyen el mercurio inorgánico (mercurio metálico y compuestos de mercurio inorgánicos) pasa al aire durante la extracción de depósitos minerales, al quemar carbón y basura de plantas industriales. El mercurio pasa al agua o a la tierra de depósitos naturales, de sumideros y de actividad volcánica. El metilmercurio se forma en el agua y suelo por bacterias. El metilmercurio se acumula en los tejidos de peces. Peces de mayor tamaño y de mayor edad tienden a tener niveles de mercurio más altos (Web 3).

El mercurio se mueve en el medio por una variedad de procesos que son influenciados por la forma en que se encuentra. Por ejemplo, el vapor de mercurio se desplaza considerables distancias, no así el mercurio unido a material particulado. Debido a que el mercurio se mueve sobre masas de tierra continentales, se deposita y volatiliza. El tiempo de residencia entre los eventos de deposición son de solo pocos días y dentro del mismo, el mercurio puede ser transportado varios cientos de kilómetros. El transporte entre la superficie de la tierra y la atmósfera involucra principalmente el vapor de mercurio mientras que el transporte de la tierra al océano incluye mercurio asociado con partículas suspendidas. Muchos autores coinciden

que los microorganismos son necesarios para la metilación de mercurio. Bacterias aisladas del mucus presente en la superficie de los peces y aquellas aisladas de suelo (*Pseudomonas* spp.) son capaces de metilar mercurio bajo condiciones aeróbicas. Actualmente se cree que una vez el metilmercurio se libera al ambiente por parte del sistema microbiano, se puede acumular en organismos acuáticos directamente del agua o también a través de la cadena alimenticia (GESAMP, 1986). Cerca del 90% del mercurio presente en la atmósfera está en forma de vapor, el cual puede viajar hasta 2,500 km en solo 72 horas. Además, se cree que las lluvias son el principal mecanismo de remoción de mercurio de la atmósfera, igualmente, el mercurio puede ser removido de la atmósfera por la unión de partículas del suelo o agua. La mayoría del mercurio Hg^{2+} encontrado en las precipitaciones está unido a material particulado, pero su transporte en el medio ambiente y su especiación en la superficie de agua y suelo una vez depositado, depende del compuesto de mercurio específico presente en ellos (Web 8).

Bioacumulación

La incorporación de mercurio por moluscos ha sido bastante estudiada, por ejemplo, Fowler *et al.*, (1978) compararon la toma de metilmercurio y la de mercurio inorgánico de agua y alimento, en ambos casos el metilmercurio fue absorbido más rápido, los periodos de liberación de mercurio reactivo del organismo de los moluscos es variable pero en general para el mercurio inorgánico abarca de 20 - 40 días y para el metilmercurio de 150 - 1,000 días. Sin datos en la tasa de crecimiento de los moluscos estudiados, la tasa de pérdidas son difíciles de comparar ya que el tejido adicional nuevo contiene niveles menores de mercurio, lo cual obviamente

decrecerá la concentración de mercurio en el organismo más rápidamente que si perdiera mercurio del mismo tejido donde haya sido acumulado. Sin embargo, una gran y significativa diferencia entre las tasas de eliminación después de haber sido acumuladas ya sea de mercurio inorgánico u orgánico demostraron que no se da ninguna transformación entre estas dos formas. Otros estudios indican que la toma de mercurio inorgánico podría ser por pinocitosis a través del metal adherido a una capa de mucus, la cual se acumulará posteriormente en los lisosomas (GESAMP, 1986).

Mercurio en sedimentos y moluscos

Los sedimentos son el sitio principal de acumulación de mercurio en el ambiente marino. Concentraciones elevadas están asociadas con fuentes de descarga antropogénicas. La concentración más grande que se ha documentado fue la cercana a la planta de polución en Minamata con 20.1 µg/g peso húmedo (GESAMP, 1986).

Se han encontrado niveles de metilmercurio que van de 50 - 100% del total de mercurio en el bivalvo *Mytilus edulis* en aguas limpias, pero en aguas contaminadas solo 21% era metilmercurio. También, se encontró que del 14 - 35% era metilmercurio del total de mercurio en el bivalvo *Scrobicularia plana* (GESAMP, 1986).

Efectos en la salud humana

Todos los tipos de mercurio son venenosos, pero el mercurio metálico puede ser considerado menos tóxico cuando se compara con las demás formas, el modo usual de exposición al mercurio metálico es por contacto en la piel, al ingerirlo

accidentalmente vía oral o la inhalación. La concentración letal para los humanos es todavía desconocida pero graves intoxicaciones han resultado al exponerse a rangos de 1.2 - 8.5 mg/m³. Disturbios emocionales y psicológicos son características de envenenamiento por mercurio, las personas se vuelven irritables, pierden la capacidad de concentrarse, se vuelven indecisos, tienen dolores de cabeza, fatiga, depresión, debilidad, pérdida de memoria. Además, las personas pueden mostrar leves temblores que interfieren en sus movimientos, estos temblores, pueden afectar los labios, cabeza, manos, lengua y la mandíbula. Otros disturbios neurológicos a causa del mercurio inorgánico son paratesias, neuralgias, dermatografismo, afección en el gusto, afecciones en el olfato y en el oído, signos de enfermedades renales son comunes, además se vuelve impreciso el poder escribir (Merian, 1991).

PLOMO

El plomo es un metal que no posee ninguna función biológica en el organismo y es tóxico para la mayoría de ellos en altas concentraciones, es considerado como un contaminante de concerniente importancia por sus amplios efectos toxicológicos, así como también sus variados usos industriales y su presencia en el ambiente natural. El plomo aparece en por lo menos 50 categorías generales de descargas de desechos residuales de productos industriales. Localmente cantidades significativas de plomo son descargadas directamente en el ambiente marino a través de plantas de tratamiento y operaciones industriales (Mearns *et al.*, 1991).

Se menciona que entre los elementos del Grupo IV de la tabla periódica, el plomo es el más electro positivo y tiene el estado divalente más estable. Es bastante reactivo y se disuelve en numerosos ácidos. Está ampliamente distribuido en el ambiente y es fácilmente identificable en la mayoría de tejidos de plantas y animales. Cantidades excesivas de plomo orgánico son tóxicas para los microorganismos. El plomo está presente en la corteza terrestre y se encuentra en todos los ecosistemas, aire, suelo, sedimento, rocas, agua y en todos los componentes de la biosfera. Los mayores depósitos de plomo están ubicados en Estados Unidos, Australia, Rusia y Canadá. La producción de plomo se encuentra principalmente en los procesos de petróleo, en la reducción y refinamiento del mismo. En 1982, globalmente alrededor de 3.7 millones de toneladas de plomo fueron producidas mayormente por Estados Unidos y Rusia. Cerca del 40% de todo el plomo consumido fue usado para la producción de baterías. La producción de tetrametil plomo y tetraetil plomo, utilizado como agente antidetonante en la gasolina, consumieron aproximadamente un 10% de la producción de plomo en el mundo. Otros usos son la construcción de estructuras metálicas, para pinturas de carreteras, pinturas de interiores de las casas, en cerámicas, plásticos (Merian, 1991).

Cuando el plomo es ingerido, inhalado o absorbido por la piel, resulta ser altamente tóxico para los seres vivos en general y para los humanos en particular. Se sospecha que es tóxico para los sistemas endocrino, cardiovascular, respiratorio, inmunológico, neurológico, y gastrointestinal además de poder afectar la piel y los riñones. El plomo no es biodegradable y persiste en el suelo, en el aire, en el agua y en los hogares. Nunca desaparece sino que se acumula en los sitios en los que se deposita y puede

llegar a envenenar a generaciones de niños y adultos a menos que sea retirado. Debido a inquietudes sobre salud pública, en años recién pasados se ha reducido en forma dramática la cantidad de plomo en gasolina, pinturas, cerámicas y en materiales para soldar (Web 4).

Propiedades físicas y químicas

Tiene un numero atómico de 82, una masa atómica de 207.19 UMAs, con densidad de 11.34 g/cm^3 , un punto de fusión de $327.5 \text{ }^\circ\text{C}$ y punto de ebullición de $1740 \text{ }^\circ\text{C}$.

En presencia de oxígeno el plomo tiende a ser atacado por ácidos débiles como ácido carbónico y hasta el agua. En la mayoría de compuestos inorgánicos el plomo esta en el estado de oxidación +2. Las sales de plomo (II), óxidos y sulfatos de plomo no son fácilmente solubles en agua con excepción del acetato de plomo, clorato de plomo (Merian, 1991). La contaminación por plomo está relacionada con la gran cantidad de automóviles, cuyas emisiones generan los altos niveles de plomo que ocurre en las ciudades y posteriormente afecta a otros ecosistemas y a la vida silvestre. La contaminación por plomo causada por los automóviles, es arrastrada a océanos, ríos y lagos, (cuerpos de agua en general), también puede suceder a causa de erosión o de las precipitaciones contaminando de esta manera los cuerpos de agua (Freedman, 1989).

El plomo en el ambiente acuático

Grandes cantidades de plomo pueden ocurrir directamente en cuerpos de agua naturales y en los suelos, pero en tales casos, el plomo tiende a localizarse cerca de los puntos de descarga debido a la poca solubilidad de los compuestos que son formados a partir del contacto de este elemento con el suelo y agua. Aunque ciertos

investigadores indiquen que una importante proporción de plomo pueda ser removida a través de la sedimentación el método más efectivo de remoción es la lluvia. El plomo es removido rápidamente del agua cuando éste pasa a través del suelo y los sedimentos del fondo, esto es debido a la gran capacidad de los compuestos orgánicos que se unen al plomo firmemente. Debido a este mecanismo de limpieza, las concentraciones de plomo en ambos sistemas acuáticos son generalmente bajos (Web 8).

Transporte

El plomo no se degrada, sin embargo compuestos de plomo son transformados por la luz solar, el aire y el agua, cuando se libera al aire, puede ser transportado largas distancias antes de sedimentar en el suelo, donde se adhiere a partículas en el suelo. El movimiento del plomo desde el suelo a aguas subterráneas dependerá del tipo de compuesto de plomo y de las características del suelo. La mayor parte del plomo en suelos del interior de zonas urbanas se origina de casas viejas pintadas con pinturas que contienen plomo. Cuando las deposiciones de plomo en agua llegan a causa del aire o a través de la tierra, la rápida deposición del plomo va a depender del contenido de sal en el agua, o la presencia de agentes orgánicos complejos, por ejemplo, a pH mayor de 5.4 la solubilidad total del plomo es mas o menos 30 µg/ litro en agua dura, y 500 µg/litro en agua suave (Davies y Everhart, 1973), la presencia de iones carbonatos y sulfatos pueden limitar la solubilidad del plomo. La acumulación de plomo en la tierra depende principalmente del rango o cantidad de partículas secas o húmedas que proceden de la atmósfera. El transporte del plomo y su biodisponibilidad depende de factores incluyendo el pH, composición

mineral de la tierra y la cantidad y tipos de materia orgánica (Reaves y Berrow, 1984, citado por IPCS, 1995).

Transformación

El plomo se encuentra en una gran variedad de minerales, los más importantes son sulfuro de plomo, carbonato de plomo y sulfato de plomo, siendo el primero la principal fuente. Mediante procesos naturales, la roca libera plomo, el cual es transferido a la biosfera y a la atmósfera y finalmente regresa a la corteza terrestre en forma de roca sedimentaria. También, plomo soluble ha penetrado en los océanos por cientos de años, a través de las descargas de los ríos y el ritmo se ha estimado en 17,000 toneladas/año (IPCS, 1995). En los últimos 50 años se extrajeron grandes cantidades de plomo, las cuales se utilizaron por humanos y fueron reemitidas al medio ambiente, es por ello que actualmente las concentraciones de plomo son local y regionalmente más elevadas de lo que solían ser, a pesar del evidente decrecimiento de su uso en los países industrializados, es necesario que se reduzca aún más, ya que los compuestos introducidos al ambiente a través de actividades antropogénicas no son descompuestos y pueden acumularse biológicamente en los organismos (Merian, 1991).

Bioacumulación

En los ecosistemas acuáticos y terrestres los consumidores y productores, parecen estar sujetos a la biodisponibilidad del plomo. La biodisponibilidad es mucho menor cuando material orgánico, o partículas de mineral o sedimento están presentes. Los consumidores toman el plomo de sus alimentos contaminados. La acumulación de plomo por organismos acuáticos está influenciada por varios factores medio

ambientales, como temperatura, salinidad y pH. En los sistemas acuáticos contaminados, la mayoría del plomo está fuertemente asociado al sedimento, solo una menor fracción se encuentra disuelto en el agua. La tasa de absorción depende de las propiedades de los suelos. Existe una gran afinidad con las sustancias húmicas. El valor pH juega un papel importante para la disponibilidad del plomo contenido en sus compuestos: cuanto más bajo el pH, tanto más alta es su desorción a la solución de suelo. Las aguas subterráneas solamente se ven amenazadas por índices de contaminación extremadamente altos (IPCS, 1995).

Plomo en sedimentos y moluscos

Sedimentos procedentes de agua dulce y ecosistemas marinos han sido estudiados. Antes de la revolución industrial, Europa poseía niveles de plomo con un 10 % menos que los niveles actuales en ambientes o ecosistemas marinos y en sus sedimentos, los promedios de los niveles de fondo en sedimentos muestreados al Sur-este de California eran de 1.3 mg/kg (Flegal *et al.*, 1987). El mismo autor estima que la concentración natural de plomo en agua superficial es de 0.02 µg/litro (IPCS, 1995).

Los bivalvos acumulan plomo el cual puede pasar directamente al ser humano por ingesta. De ahí que se deban tomar precauciones extremas para el consumo en zonas sujetas a altos niveles de contaminación (zona de vertidos industriales, metalúrgicos, mineros). Las vías de incorporación de plomo y otros elementos por los organismos acuáticos son las siguientes: Cationes metálicos libres que son absorbidos a través de los órganos respiratorios externos (agallas), los cuales pasan directamente a la sangre y la segunda vía es a través de la adsorción del cuerpo ya

que luego son pasivamente difundidos al torrente sanguíneo. En el caso de las algas, el proceso ocurre por absorción a través de las paredes celulares y difusión posterior (Web 10).

Efectos en la salud

El plomo afecta diferentes órganos con cambios subcelulares y desencadena daños neurológicos, estos últimos parecen ser los más sensitivos, en asociación a esto están las hipertensiones (presión de la sangre). En humanos el plomo puede tener un amplio rango de efectos biológicos dependiendo del tiempo de exposición, los cuales podrían causar inhibición en las enzimas, cambios morfológicos y la muerte. La inhalación es la vía de entrada más importante para las personas expuestas en razón de su profesión, el común de la población lo incorpora al organismo a través de la ingesta y resorción en el tracto gastrointestinal. Aproximadamente 30-50% del plomo que se inhala queda retenido en los pulmones, el resto se incorpora al cuerpo y se deposita comúnmente en los huesos. Los niños absorben el plomo más fácilmente que los adultos. Un 90% del plomo absorbido se liga a los eritrocitos y de este modo se distribuye por todo el cuerpo. Este elemento se deposita fundamentalmente en los huesos (IPCS, 1995).

La absorción de compuestos de plomo inorgánico a través de la piel es menos significativa que la respiratoria y la del tracto gastrointestinal. En personas adultas que han sido envenenadas con plomo se presentan síntomas tales como dolor abdominal (cólicos), constipación, vómitos, síntomas psicológicos, diarrea, cansancio. En niños lo más frecuente son encefalopatías, irritabilidad, fatiga, cambios de comportamiento, disturbios para comunicarse, fiebres y deshidratación. El plomo

inhibe la actividad de varias enzimas del metabolismo de hemoglobina, lo que reduce el balance de oxígeno y el volumen respiratorio. Se producen efectos nocivos al absorber durante un tiempo prolongado incluso cantidades inferiores a 1 mg/día. El tiempo de vida media biológica varía considerablemente: en sangre oscila entre 20 a 40 días. En huesos, en cambio, puede permanecer hasta varios años (Merian, 1991).

METODOLOGÍA

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La información que a continuación se describe fue tomada del Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2004) y del Servicio Nacional de Estudios Territoriales (2005).

El Área de Conservación de Jaltepeque se encuentra en el sur del departamento de La Paz y San Vicente en el centro sur del país, su área total es de 32,266.5 ha en forma total el Área de Conservación pertenece a la planicie costera. Presentando una masa boscosa semi-densa en sus bosques aluviales y densa en las zonas de manglares, se ubica en la parte baja de la cuenca baja del río Lempa en su margen izquierdo, el área posee una importante diversidad de especies de plantas y fauna acuáticas en sus diferentes humedales y semiacuáticas adaptadas a ambientes salobres y de agua dulce, esta compuesta por cuatro diferentes Áreas Naturales Protegidas: Escuintla - Astillero, La Calzada, Isla Tasajera y los Manglares del Estero de Jaltepeque. La región donde se ubica la estación climática mas cercana al área de estudio es la de La Herradura la cual presenta una zona de vida según Koppen, Sapper y Lauer como Sabana Tropical Caliente o Tierra Caliente (0-800 msnm) la elevación es determinante (5 msnm). Según Holdridge, la zona de interés se clasifica como Bosque Húmedo Subtropical (con temperatura del aire > 24 °C anuales). Los rumbos de los vientos son predominantes del norte, la brisa marina ocurre después del mediodía, siendo reemplazada después de la puesta del sol por una circulación tierra mar, la velocidad promedio anual es de 8 km/h.

El área de conservación de Jaltepeque, esta ubicada geográficamente en los 13° 17'43.35" latitud norte y los 88° 52'48.57" longitud oeste y es considerada como una unidad morfoestructural de Bahías y esteros, pertenece a la sabana tropical caliente, con un rango de precipitación de 1660 y 1800mm, esta provista principalmente de manglares, vegetación costera ecotonal y arbustales de playas, la más grande de estas formaciones es el bosque salado o manglares los cuales están conformados por una gran cantidad de sistemas de canales y playones inundables.

La mayor cantidad de espacio en el área de conservación esta destinada principalmente a labores eminentemente agrícolas con 14,990.7 ha equivalentes al 46.5% del área de conservación, entre las cuales se destaca el cultivo de la caña de azúcar; El tratamiento de este cultivo hace que se ponga en alto riesgo la reducción de los pequeños parches de vegetación dulce debido a los incendios forestales generados a través de la quema para la limpieza de los cañales. En la parte del lindero sur del área de conservación, se encuentra un brazo de costa bordeado por un estero del cual recibe el nombre "El Área de Conservación de Jaltepeque", es en este sitio que se encuentra una de las playas mas populares de El Salvador como es "La Costa del Sol" y en segundo plano "San Marcelino y los Blancos" que junto con el "Estero de Jaltepeque" se han convertido en los sitios mas frecuentados por el turismo nacional y extranjero.

PAISAJE

A nivel de paisaje el área de conservación de Jaltepeque posee solamente planicie costera, sus niveles altitudinales corresponden a valores que van desde los 0m hasta los 10 msnm. Dentro del área de conservación también se encuentran formando parte de su paisaje diferentes tipos de fragmentos de bosque aluvial costero y algunos de los humedales mas representativos del país entre los que se destacan los manglares del Estero de Jaltepeque y zonas pantanosas como “El Aguaje” y “El Pichiche”.

MORFOLOGÍA DE LA PLANICIE COSTERA

El Área de Conservación de Jaltepeque se extiende entre la Cadena Costera y el Océano Pacífico, constituyéndose en la zona limítrofe entre la tierra firme y la costa salvadoreña, posee anchura variable pero en general es angosta. Fundamentalmente posee un relieve medio de 1% lo cual indica una planicie total, así mismo el material que constituye esta planicie es de origen volcánico, y en parte depositado fluvialmente. En casi la totalidad del área de conservación el suelo presenta principalmente gravas, arenas, arcillas y limos con intercalaciones de Piroclástos que han sido depositados por los diferentes ríos que descienden de las regiones montañosas, finalmente muchos de estos materiales son depositados en las playas por las corrientes marinas cercanas a la desembocadura del Río Lempa.

RED HÍDRICA Y CUERPOS DE AGUA

Dentro del Área de Conservación, los cuerpos de agua han sufrido una alta intervención humana debido a que muchos de los cauces de los ríos han sido manipulados de tal forma que han desviado sus cauces y algunos hasta canalizados con fines de protección a futuros desbordes, tal como el caso del río Amayo. El área de conservación se encuentra drenada por 7 ríos, y el Río Lempa que pasa por el extremo Este del Área de Conservación aportando pocos beneficios directos al área, sin embargo es el principal agente de inundación en eventos extraordinarios como lo fue el Huracán Mitch al inundar el 100% del Área de Conservación debido a su topografía plana.

También con respecto a la cobertura de ríos del Instituto Geográfico Nacional (IGN), se encuentra un tejido de cauces sin nombre dentro del humedal conocido como “EL Aguaje” de Laguna “Guadalupe La Zorra” es en este punto donde se mezclan las aguas dulces con las aguas salobres que se adentran hasta los manglares de “sincahuite” en el lugar conocido como “El Astillero”, así mismo según datos de la misma institución entre los ríos más importantes dentro del área de conservación se encuentran: Río Guayabo formado por las uniones de los ríos San Antonio y Aguacate, Pajarito, Sapuyo, Amayo, Río Viejo ó Comapa, Río Chichita.

De cada estación de muestreo se recolectaron 12 individuos de *Anadara tuberculosa* o *A. similis*, cantidad suficiente para alcanzar 100 g de tejido blando necesario para los análisis químicos. De igual forma se recolectaron 100 g de sedimento superficial (1 cm superior). Las muestras fueron colocadas en bolsas estériles de polietileno de 100 ó 200 g y, se transportaron en hieleras (4 °C) al laboratorio de Calidad Integral de la Fundación para el Desarrollo Económico y Social (FUSADES). Las muestras fueron congeladas en el cuarto frío de FUSADES a -20 °C hasta el momento de su análisis (menos de 30 días) ya que a esta temperatura se conservan de mejor manera los tejidos. Se recolectó la capa superficial de sedimento debido a que cuando se estudia el contenido metálico en sedimentos estuarinos, es la más adecuada para convertirse en indicador del grado de enriquecimiento actual de estos elementos.

ANÁLISIS QUÍMICO

Los sedimentos son muy utilizados en estudios del medio acuático por su capacidad de integración de las condiciones ambientales de la columna de agua y por su capacidad de atrapar y concentrar toxinas. Los indicadores, en general, son empleados en numerosos campos para el estudio de diversos factores: sociales, económicos, políticos, ambientales. Los indicadores ambientales son utilizados en estudios dirigidos a evaluar los efectos que la actividad humana produce en el ecosistema. Asimismo son instrumentos indispensables en proyectos de planificación, control y ordenación de impactos ambientales (Carballeira *et al.*, 1997).

En el presente estudio se utilizaron las siguientes marchas para el análisis químico de muestras de sedimento y tejido blando de *Anadara* spp., las cuales fueron obtenidas a recomendación de FUSADES del sitio (Web 7).

MÉTODO DE DIGESTIÓN ÁCIDA POR ESPECTROSCOPIA EN HORNO DE GRAFITO.

Las muestras se descongelaron por 24 horas y posteriormente se deshidrataron a 45 °C por 72 horas. Este proceso de deshidratación fue utilizado para la preparación de muestras acuosas que contuvieran sólidos suspendidos para que pudieran ser analizados a través de espectroscopia de absorción atómica de llama en horno de grafito. Este método también determinó la cantidad total de metales en la muestra.

La matriz se hará con 10-12 bivalvos y se obtendrá 25 g de líquido y carne de estos para licuar en un homogenizador de muestras Stomacher 400 durante 2 minutos con 225 ml de agua peptonada (0.1%). El proceso para la extracción de plomo comenzó con la transferencia de 100 ml de muestra homogenizada a un beaker de 150 ml y se agregaron 3 ml de HNO₃ y luego se cubrieron con una tapa de vidrio, luego se pusieron en una placa caliente con una temperatura entre 85 a 120 °C, y se evaporaron cuidadosamente a un volumen de 5 ml asegurándose que la muestra no fuera a hervir y que el fondo del beaker no se secase. Luego se dejó enfriar el beaker y se agregaron otros 3 ml de HNO₃ concentrado, se tapó de nuevo y se puso otra vez sobre la placa caliente incrementando su temperatura para que la reacción de reflujo ocurriera suavemente. Se continuó calentándola y agregándole ácido nítrico hasta que la digestión se completara (cuando no hubo cambio en la apariencia con el reflujo continuo). Se removió el beaker y se agregó

aproximadamente 10 ml de agua, se mezcló y calentó durante 10 - 15 minutos para permitir la solubilización de cualquier residuo en la muestra. Se removió el beaker de la placa caliente y se lavaron las paredes del beaker con agua (si fuera necesario se continuaría centrifugando o filtrando la muestra para remover silicatos o algún otro material insoluble que pudiera interferir con el análisis en el atomizador de grafito). Se ajustó el volumen final a 100 ml con agua y la muestra quedó lista para el análisis por espectroscopia (Web 7).

MÉTODO DE ANÁLISIS DE MERCURIO EN SEDIMENTO Y MUESTRAS DE TEJIDO MEDIANTE ESPECTROMETRÍA DE FLUORESCENCIA ATÓMICA

Este procedimiento midió la cantidad total de mercurio en una muestra de sedimento o de tejido. El procedimiento se basó en transferir aproximadamente 1.0 gr de muestra húmeda a un recipiente para realizar la digestión, se agregaron 2 ml de ácido nítrico concentrado y 6 ml de ácido clorhídrico. Al utilizar estos ácidos en un contenedor cerrado de fluorocarbono, la muestra empezó su proceso de digestión bajo presión con el objeto de ayudar en la disolución de compuestos orgánicos que contuvieran mercurio. Luego se atacaron las muestras con microondas siguiendo un programa donde la temperatura aumentó gradualmente hasta llegar a 190 °C sin sobrepresurización y manteniendo a esa temperatura por 10 minutos o hasta que la digestión estuviera completa.

Se enfriaron las muestras y durante este tiempo se ventilaron y giraron a las muestras ocasionalmente para liberar gases disueltos, luego se transfirió 1.0 ml de la muestra digerida a un tubo de 50 ml para centrifugado que contendría agua destilada y 2.0 ml de solución de bromato/bromuro junto con 2.5 ml de HCl, se completó el

volumen con agua destilada y se dejó reposar por 15 minutos. Finalmente se agregó cloruro de estaño a la muestra digerida para que actuara como agente reductor y produjera mercurio gaseoso o Hg^0 , este se separó de la muestra como vapor el cual fue llevado a un detector de fluorescencia que funcionaba con una corriente alta de argón puro (Web 7).

MÉTODO DE EXTRACCIÓN DE ARSÉNICO A TRÁVES DE ABSORCIÓN ATÓMICA, GENERACIÓN DE HIDRUROS

Este método de absorción atómica se utiliza para determinar las concentraciones de arsénico en aguas residuales, extractos móviles, suelos y aguas subterráneas y fue utilizado solo en matrices que no contuvieran altas concentraciones de cromo, mercurio, níquel, plata, cobalto y molibdeno. Las muestras fueron preparadas de acuerdo a un proceso de digestión por ácido nítrico y sulfúrico, luego el arsénico se redujo a una forma trivalente con cloruro de estaño y posteriormente fue convertido a gas de hidruro volátil usando hidrógeno producido de una reacción entre zinc y ácido clorhídrico. El hidruro volátil fue llevado a una llama de argón-hidrógeno localizada en la trayectoria óptica del espectrofotómetro atómico de absorción. El resultado de la absorción de la luz radioactiva fue proporcional a la concentración de arsénico en la muestra.

Se colocó alícuota de 50 ml de muestra digerida en un beaker de 100 ml Se agregaron 10 ml de HNO_3 concentrado y 12 ml H_2SO_4 (18 N), se evaporó la muestra en llama con generador de hidruros hasta que fuera visible humo de SO_3 (cerca de 20 ml), no se dejó que la muestra se carbonizara, se continuó agregando ácido nítrico a fin de mantener un exceso evidenciado en humo café, no se dejó que la

solución se oscureciera ya que el Arsénico podría haberse reducido y perdido, cuando la muestra permaneció sin color o se torno amarilla durante el proceso de humificación del SO_3 esto indicó que la digestión se había completado, se transfirió la muestra a un recipiente de 100 ml y se agregaron 40 ml de HCl y se completó el volumen con agua. Se prepararon varias concentraciones a partir de la concentración estándar de arsénico y se transfirieron 0, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 ml de la solución estándar a un recipiente de 100 ml y se completó el volumen con diluyente a 100 ml. Estas concentraciones fueron entonces de 0, 5, 10 15, 20 y 25 μg As/l. Se agregaron 10 ml de la muestra preparada a un frasco de 50 ml y se completó el volumen con agua que contenga 1.5 ml de HCl/l. Y esta fue la alícuota cero. Se transfirieron 25 ml de la muestra digerida o estándar a recipiente de reacción y se agrego 1 ml de KI en solución junto con 0.5 ml de SnCl en solución y se dejo reposar por lo menos por 10 minutos para que el metal fuera reducido a su mínimo estado de oxidación, se adjuntó el recipiente de reacción a un frasco especial para gases con 1.5 ml de zinc en suspensión que reaccionó evidenciando un pico casi inmediatamente y luego el recipiente de reacción debió ser removido del espectrofotómetro. Se utilizó una onda de 193.7 nm (Web 7).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para determinar diferencias entre las concentraciones de elementos de estación seca y lluviosa se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney, la cual permite detectar diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$) entre dos medias. Así mismo, se aplicó otra prueba no paramétrica, denominada Kruskal-Wallis que permite el análisis de la varianza entre dos o más medias y se utilizó para investigar si existían diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$) de los niveles de elementos detectados en sedimentos y tejido blando de *Anadara* spp. entre los sitios de muestreo. Para ello se utilizó el programa estadístico The Statistix, Versión 3.5 (Analytical Software, St. Paul, Minn., 1995).

Además, para establecer si existe algún tipo de relación numérica entre los niveles de los elementos en mención en sedimentos y tejido blando de *Anadara* spp. se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson. De igual forma, se aplicó regresión para modelar la posible relación matemática lineal entre las variables antes mencionadas.

RESULTADOS

A continuación se detallan los resultados sobre los parámetros físicos observados en el área de estudio durante los muestreos. Posteriormente se detallan las concentraciones determinadas en sedimentos y tejido blando de *Anadara* spp.

Parámetros de salinidad de oeste a este: Quislúa, Santa Cruz y San Juancito.

En la época seca los datos registrados de salinidad en agua superficial fueron de 22.5 ups (unidades ponderadas de salinidad) Quislúa, 22 ups Santa Cruz y 16.5 ups San Juancito, respectivamente. En la época lluviosa los datos de salinidad fueron los siguientes: 10 ups, 2 ups y 8 ups, respectivamente.

Las concentraciones de As en sedimentos muestran para la época seca valores superiores a los encontrados en la época lluviosa (fig. 2), registrándose el valor más alto para San Juancito con 0.085 $\mu\text{g/g}$. Quislúa y Santa Cruz presentaron en la época seca concentraciones de 0.082 $\mu\text{g/g}$ y 0.052 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Durante la época lluviosa no se detectó la ocurrencia de este elemento.

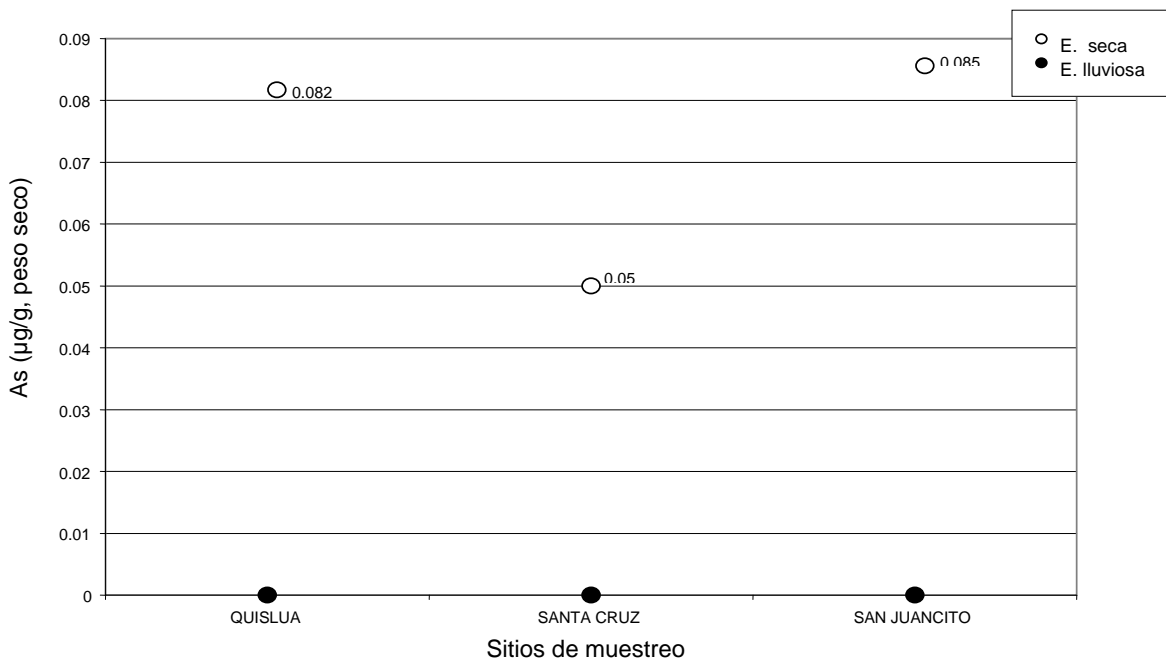


Fig. 2. Promedio de arsénico en sedimentos durante la época seca y lluviosa.

La figura 3 ilustra las concentraciones de As en tejido blando de *Anadara* spp. durante la época seca y lluviosa. Durante la época seca la concentración mayor se registró en Santa Cruz (0.04 $\mu\text{g/g}$) y la menor en San Juancito (0.00 $\mu\text{g/g}$). Cabe mencionar que para la estación lluviosa no se detectaron niveles de este elemento.

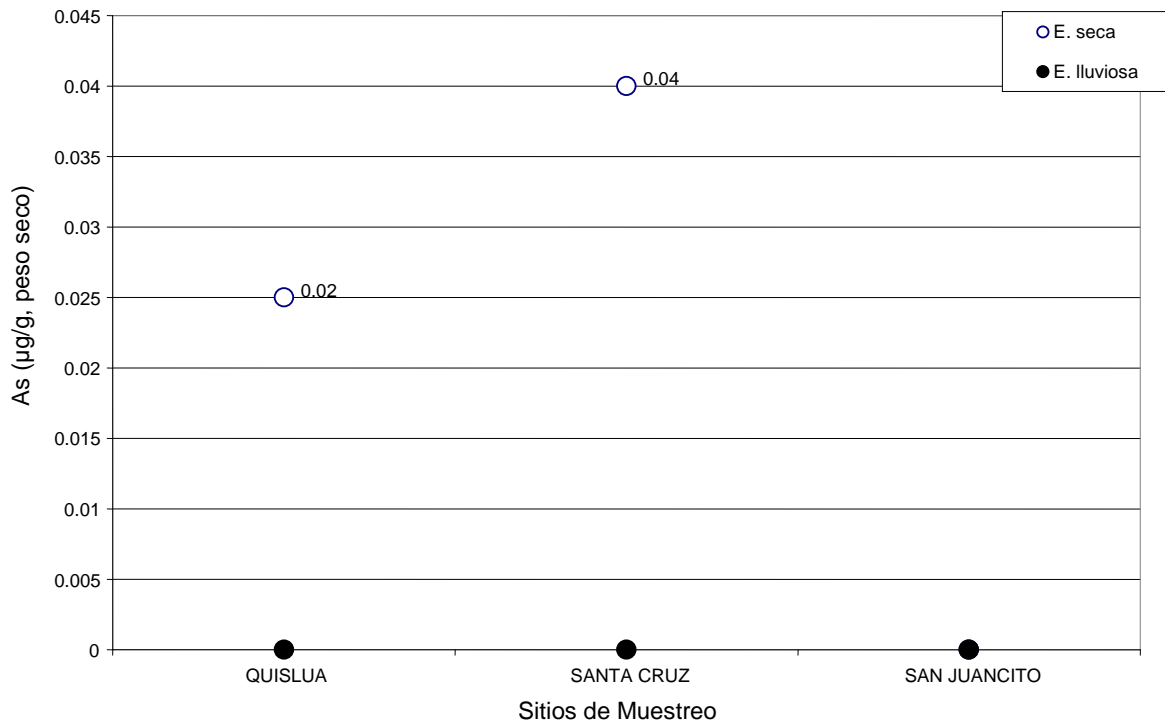


Fig. 3. Promedio de arsénico en tejido blando de *Anadara* spp. durante la época seca y lluviosa.

Los niveles de Hg en sedimentos para la época seca fueron menores que en la época lluviosa (fig. N° 4), ya que el valor más alto fue para Santa Cruz (0.01 $\mu\text{g/g}$). Sin embargo, en la época lluviosa se obtuvieron concentraciones más elevadas siendo la muestra de donde se determinó el valor más elevado recolectada en Quislúa (0.10 $\mu\text{g/g}$).

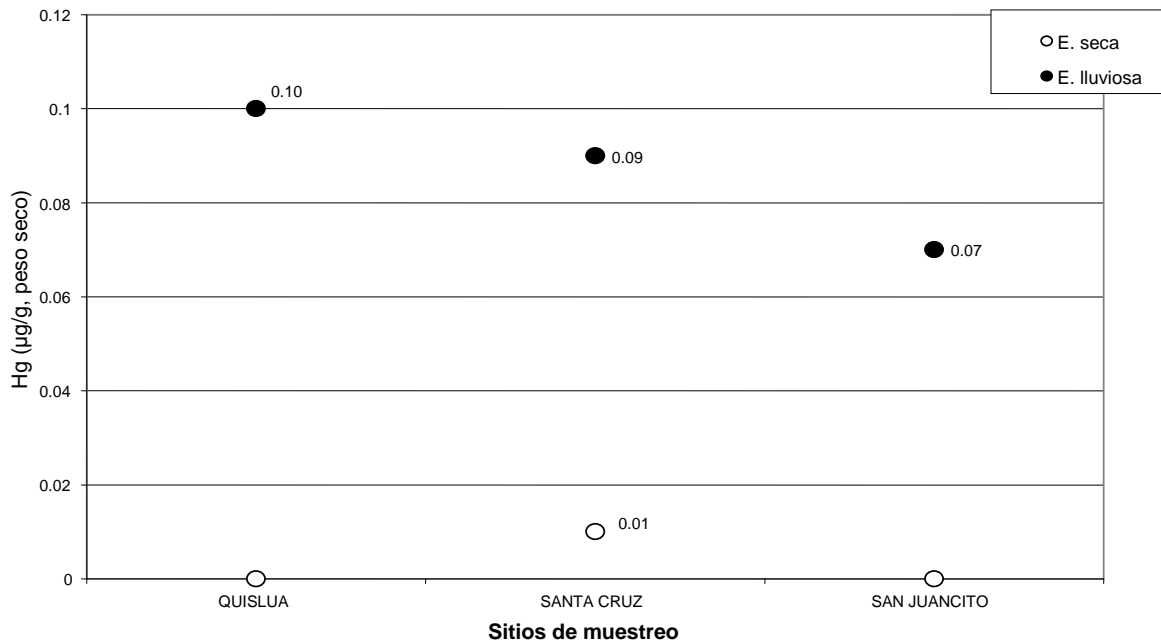


Fig. 4. Promedio de mercurio en sedimentos durante la época seca y lluviosa.

Los resultados de Hg en *Anadara* spp. variaron entre la época seca y la lluviosa, siendo el mayor valor registrado para la época seca en el área de San Juancito (0.65 µg/g). En la época lluviosa no se registraron datos para el Hg en los tres sitios de muestreo (fig. N° 5).

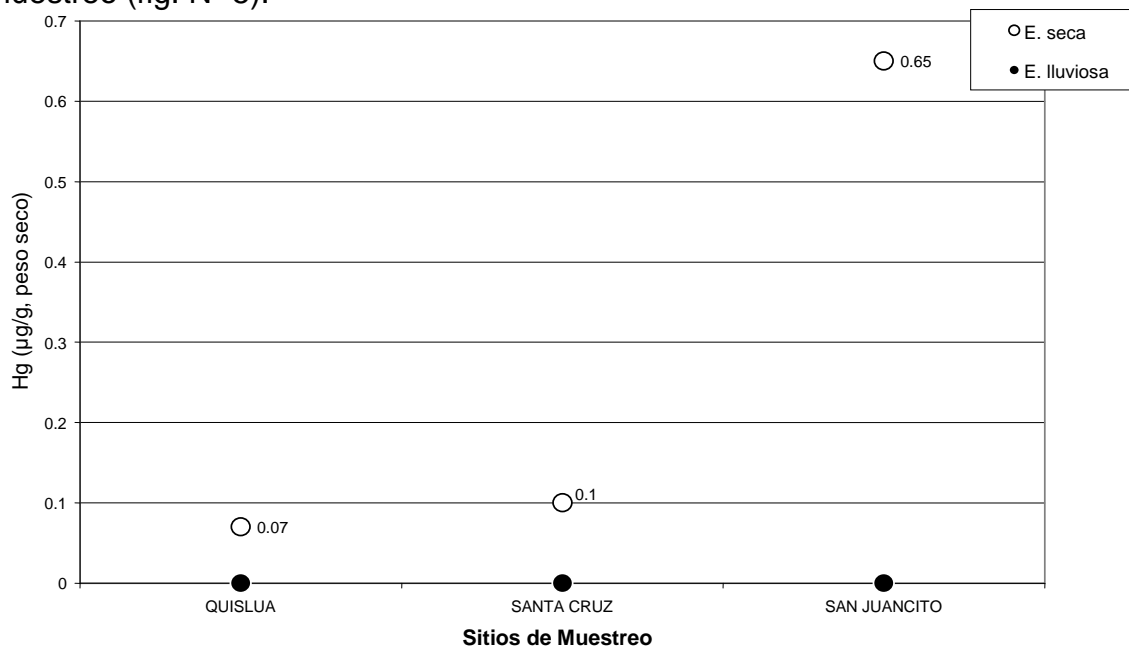


Fig. 5. Promedio de mercurio en tejido blando de *Anadara* spp. durante la época seca y lluviosa.

Las concentraciones de Pb en sedimentos presentaron distribuciones irregulares y sin tendencias definidas, ya que en la estación de muestreo Quislúa (fig. N° 6) en la época seca se obtuvieron valores promedio mayores que en la época lluviosa: 5.65 $\mu\text{g/g}$ y 0.60 $\mu\text{g/g}$ respectivamente.

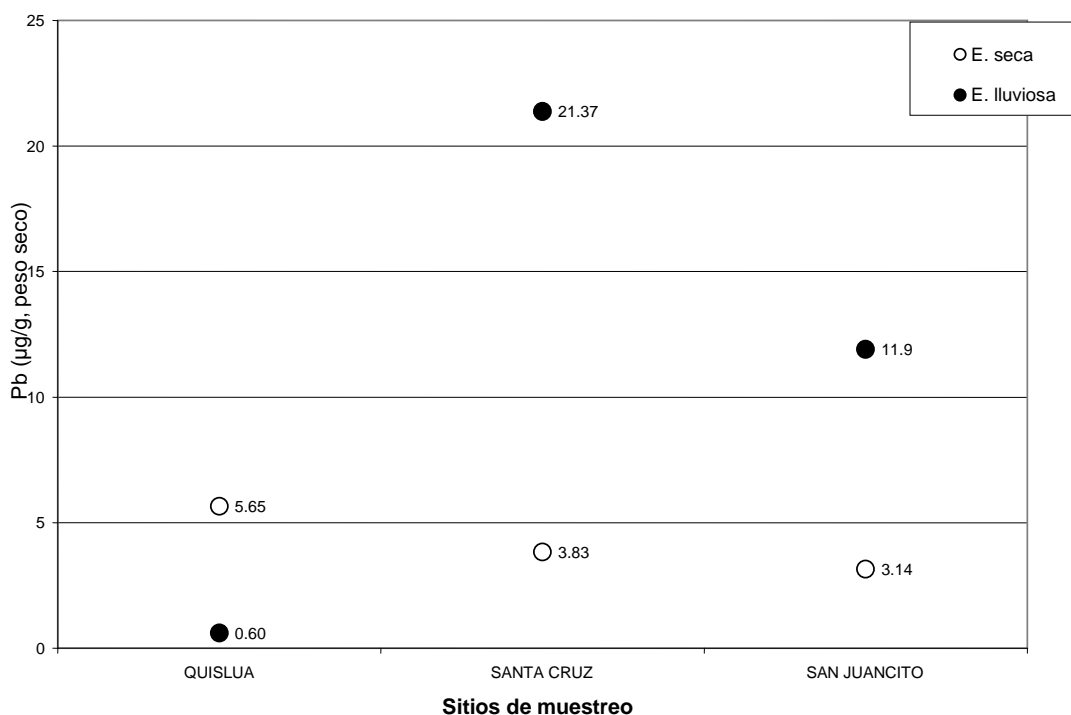


Fig. 6. Promedio de plomo en sedimentos durante la época seca y lluviosa.

En contraste con los niveles de As en tejido blando de *Anadara* spp. el Pb mostró valores promedio más elevados durante la época lluviosa, registrándose la concentración más alta en Quislúa (1.55 $\mu\text{g/g}$). Durante la época seca (fig N° 7) el valor mayor se observó en Santa Cruz (0.45 $\mu\text{g/g}$).

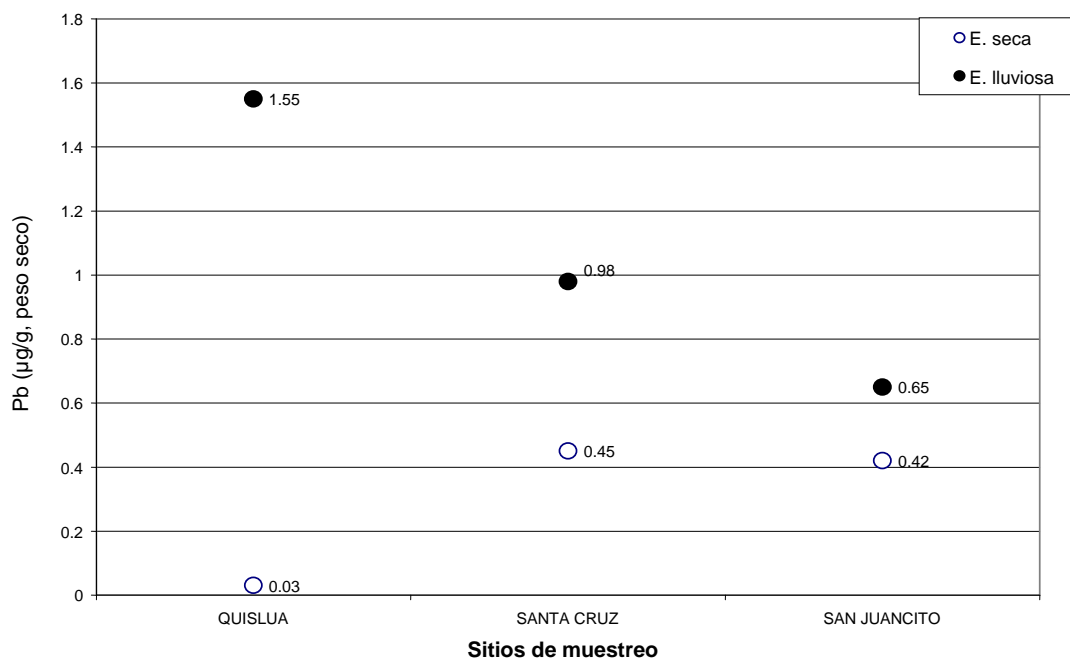


Fig. 7. Promedio de plomo en tejido blando de *Anadara* spp. durante la época seca y lluviosa.

La tabla No. 1 indica que al comparar los niveles de los elementos en estudio As, Hg y Pb en *Anadara* spp. obtenidos de las tres diferentes zonas de muestreo, no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$). De igual forma, se determinó que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) al comparar dichos elementos en muestras de sedimento de los tres sitios muestreados.

Tabla 1. PRUEBA NO PARAMETRICA DE KRUSKAL WALLIS PARA ANALISIS DE VARIANZA DE TRES O MAS MEDIAS APLICADO EN TEJIDO BLANDO DE *Anadara* spp. Y SEDIMENTO. ns = no significativo; p = Probabilidad de error.

Prueba de Kruskal-Wallis	TEJIDO BLANDO DE <i>Anadara</i> spp.								
	As			Hg			Pb		
Elementos	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito
Sitios de muestreo	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito
p	0.6161 (ns) $p > 0.05$			0.7851 (ns) $p > 0.05$			0.6062 (ns) $p > 0.05$		
Prueba de Kruskal-Wallis	SEDIMENTO								
	As			Hg			Pb		
Elementos	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito
Sitios de muestreo	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito	Quislúa	Sta. Cruz	San Juancito
p	0.7921 (ns) $p > 0.05$			0.4300 (ns) $p > 0.05$			0.2735 (ns) $p > 0.05$		

La tabla N° 2 refleja que al comparar niveles de As en *Anadara* spp. determinados en la estación seca y lluviosa utilizando el análisis de medias de Mann-Whitney, no se obtuvieron diferencias significativas ($p > 0.05$). En el caso de Hg, las comparaciones entre estación seca y lluviosa en tejido blando de *Anadara* spp. si presentan diferencias significativas ($p < 0.05$). Las concentraciones de Pb en *Anadara* spp. presentan diferencias significativas ($p < 0.05$) al comparar las dos estaciones del año. En el caso de sedimento entre la épocas seca y lluviosa, también mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$).

Tabla 2. PRUEBA NO PARAMETRICA DE MANN WHITNEY PARA ANALISIS DE DOS MEDIAS APLICADO EN TEJIDO BLANDO DE *Anadara* spp. Y SEDIMENTO. ns : no significativo; * : diferencias significativas ($p < 0.05$); n_1 = tamaño de muestra 1; n_2 = tamaño de muestra 2; u_1 y u_2 = estadístico Mann-Whitney para cada muestra.

Prueba de Mann Whitney Elementos	ESTACION SECA ESTACION LLUVIOSA EN <i>Anadara</i> spp.	ESTACION SECA ESTACION LLUVIOSA EN SEDIMENTO
As	$n_1=6$; $u_1=36$; $n_2=9$; $u_2=18$ (ns)	$n_1=12$; $u_1=144$; $n_2=12$; $u_2=0$ *
Hg	$n_1=6$; $u_1=45$; $n_2=9$; $u_2=9$ *	$n_1=12$; $u_1=0$; $n_2=12$; $u_2=132$ *
Pb	$n_1=6$; $u_1=7$; $n_2=9$; $u_2=47$ *	$n_1=12$; $u_1=28$; $n_2=12$; $u_2=116$ *

La figura N° 8 refleja la concentración promedio de metales en *Anadara* spp. para cada sitio de muestreo donde sobresale que el Pb es el metal más abundante en los tres sitios estudiados, obteniendo el valor más alto en Quislua (0.89 µg/g), el segundo metal más abundante fue el Hg con su valor mas alto en San Juancito (0.06 µg/g), el As fue el metal con menor abundancia ya que su valor mas elevado fue en Santa Cruz (0.016 µg/g).

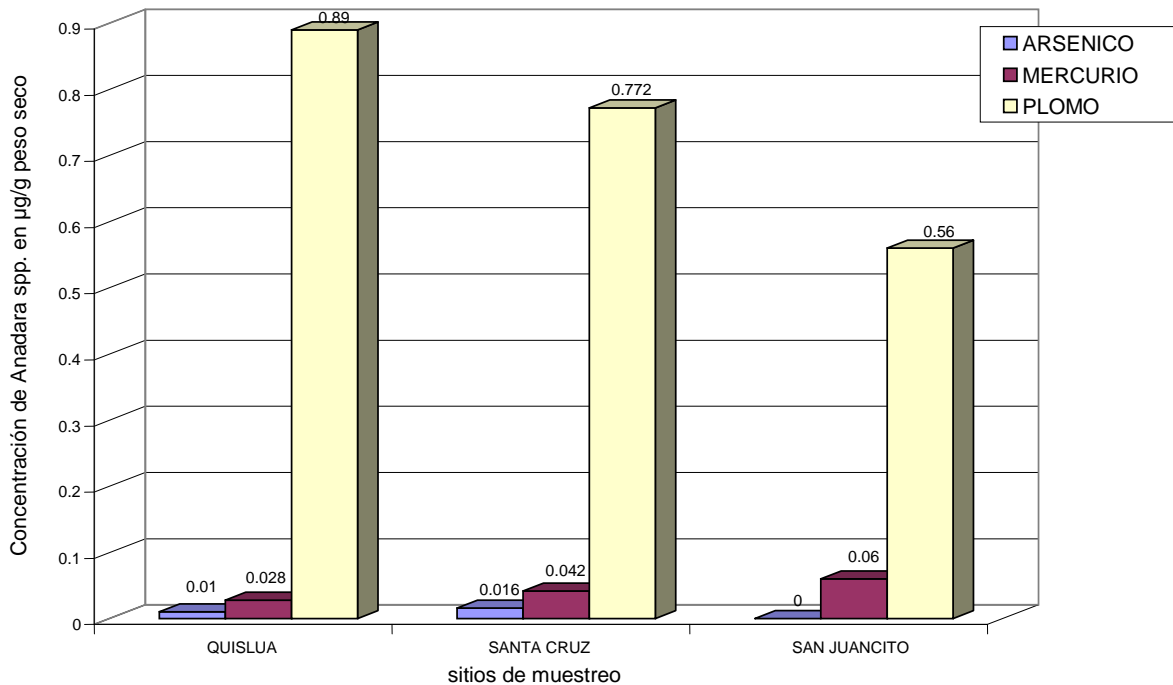


Fig. 8. Concentración promedio de metales en *Anadara* spp. en los tres sitios de muestreo.

En la figura N° 9 las concentraciones de metales en sedimentos en cada sitio de muestreo señalan claramente datos mayores para el Pb (12.61 µg/g) en Santa Cruz; de igual forma el Hg fue el elemento con mayor concentración en Santa Cruz (0.052 µg/g) y en cuanto al As las concentraciones en los sitios de muestreo fueron mayores para San Juancito (0.042 µg/g).

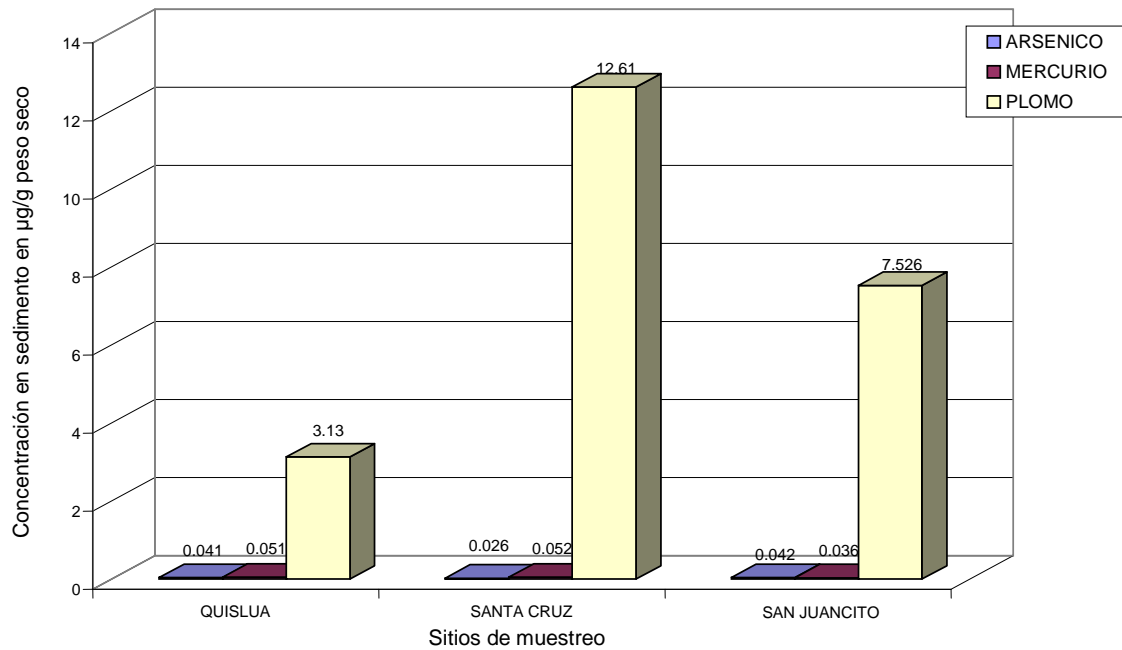


Fig. 9. Concentración promedio de metales en sedimento en los tres sitios de muestreo.

En la figura N° 10 se ilustran los resultados de las concentraciones máximas de As en tejido blando de *Anadara spp.*, en Santa Cruz se registró el mayor valor (0.02 µg/g), seguido de Quislua (0.01 µg/g) y finalmente en San Juancito. También se incluye el valor límite para As contenido en marisco o molusco fresco establecido por Administración de Alimentos y farmacéuticos (FDA en inglés) es de 86 µg/g.

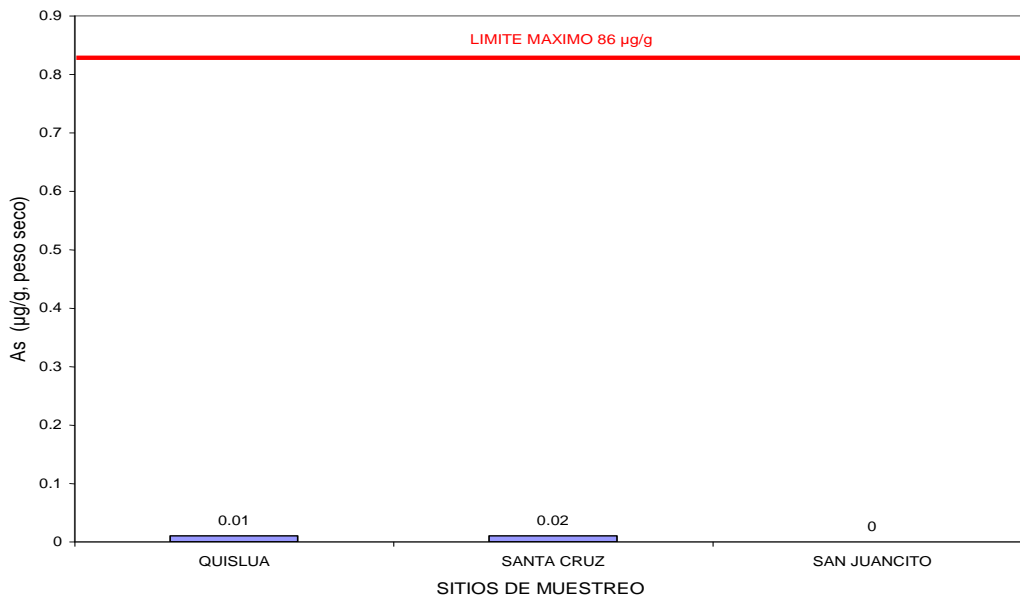


Fig. 10. Concentración máxima de Arsénico según los límites permisibles por la FDA.

La figura N° 11 se presenta los niveles máximos de Hg en *Anadara* spp. en orden decreciente: San Juancito (0.06 $\mu\text{g/g}$), luego Santa Cruz (0.04 $\mu\text{g/g}$) y después Quislua (0.02 $\mu\text{g/g}$), el valor límite para consumo de marisco fresco establecido por Administración de Alimentos y farmacéuticos (FDA en inglés) es de 1 $\mu\text{g/g}$.

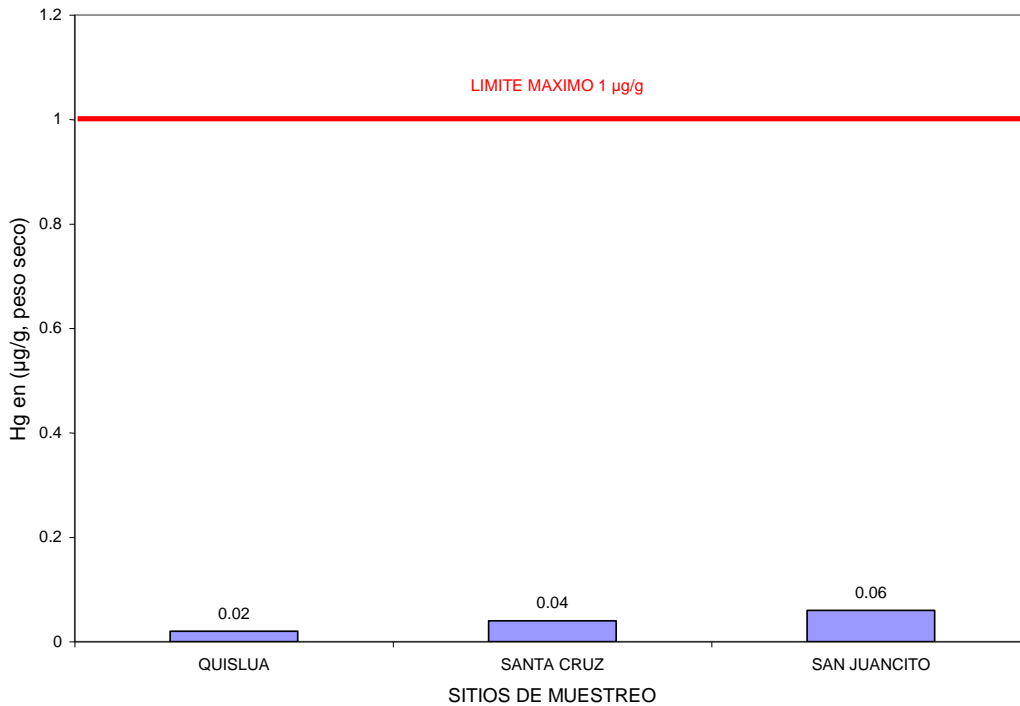


Fig. 11. Concentración máxima de Mercurio según los límites permisibles por la FDA.

La figura N° 12 presenta las concentraciones máximas en *Anadara* spp. en orden decreciente de la siguiente manera: Quislúa (0.89 $\mu\text{g/g}$), Santa Cruz (0.77 $\mu\text{g/g}$), San Juancito (0.56 $\mu\text{g/g}$). El valor límite para consumo de mariscos frescos establecidos por la Administración de Alimentos y farmacéuticos (FDA en inglés) es de 1.7 $\mu\text{g/g}$.

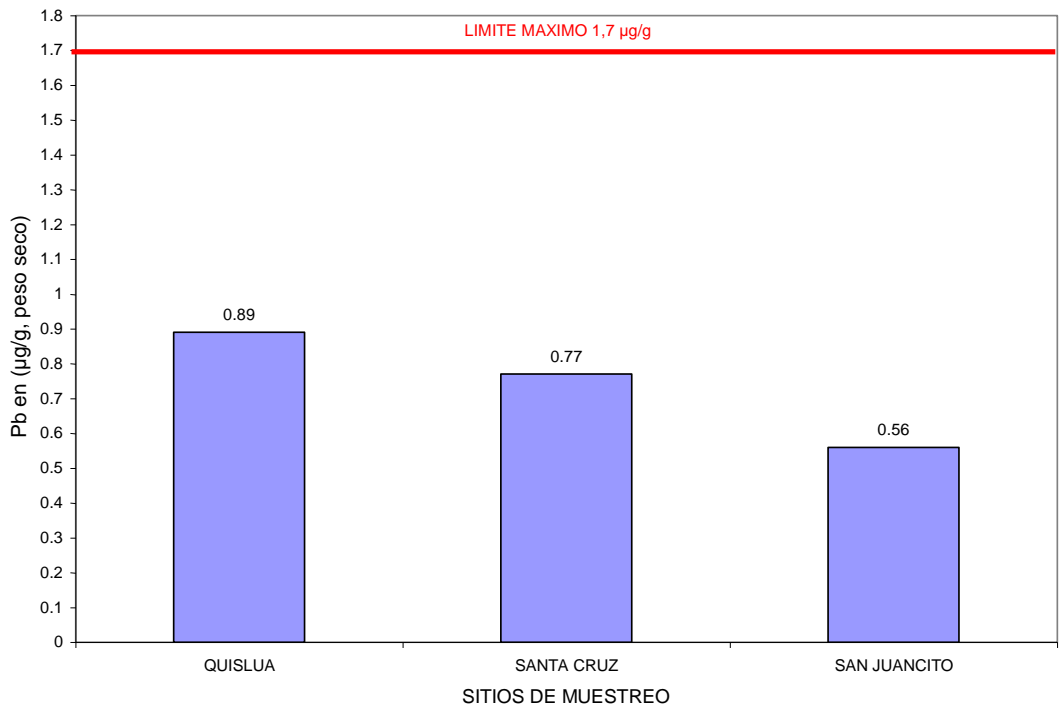


Fig. 12. Concentración máxima de Plomo según los límites permisibles por la FDA.

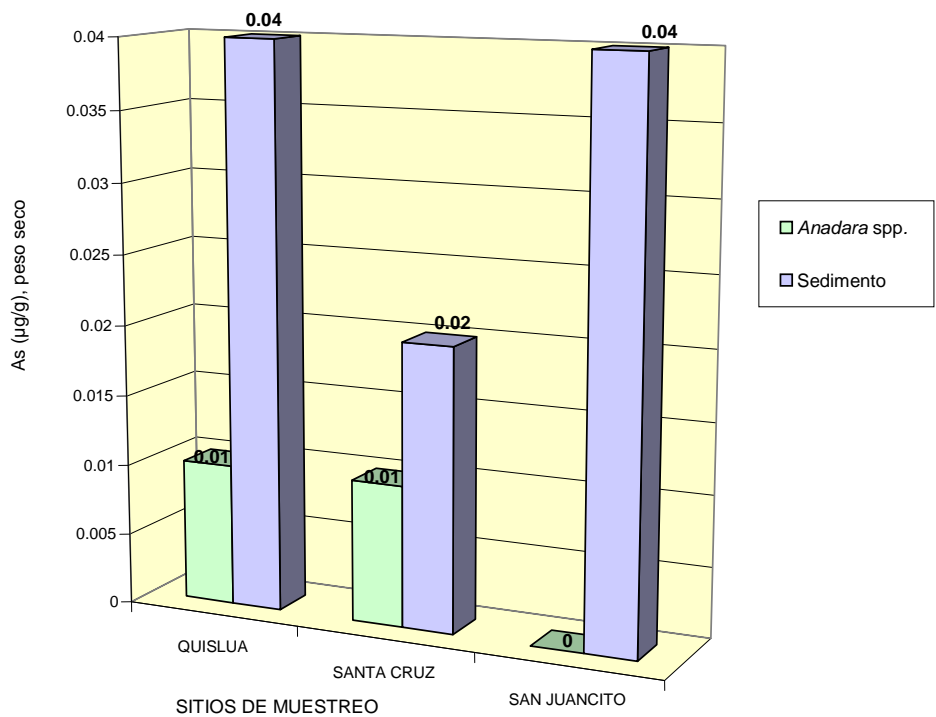


Fig. 13. Concentración promedio de arsénico en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp. por sitio de muestreo.

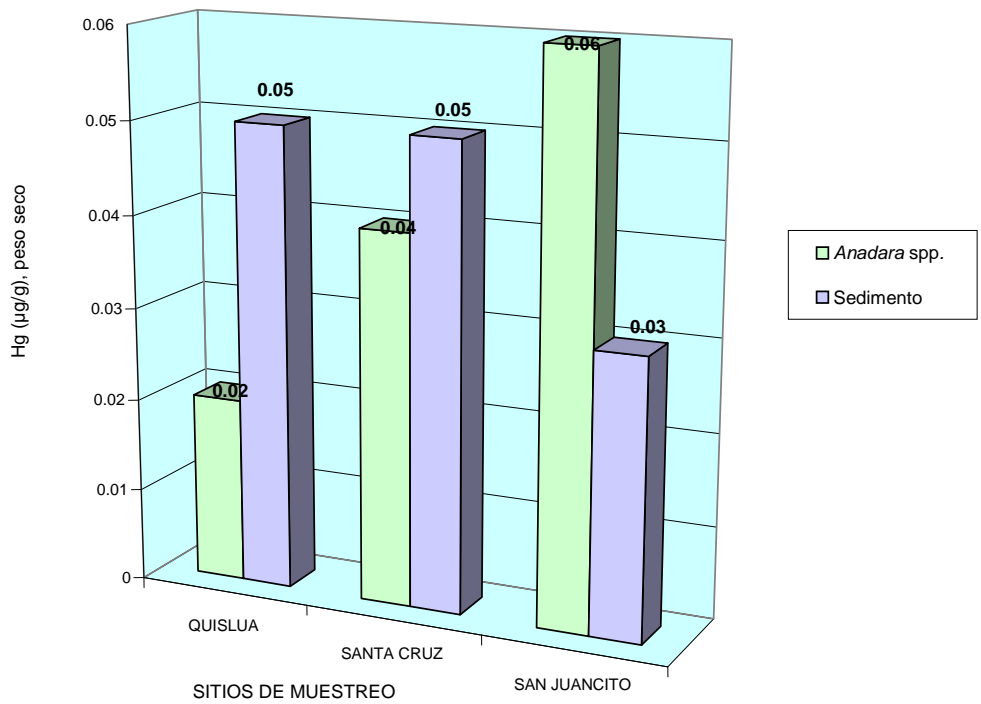


Fig. 14. Concentración promedio de mercurio en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp. por sitios de muestreo.

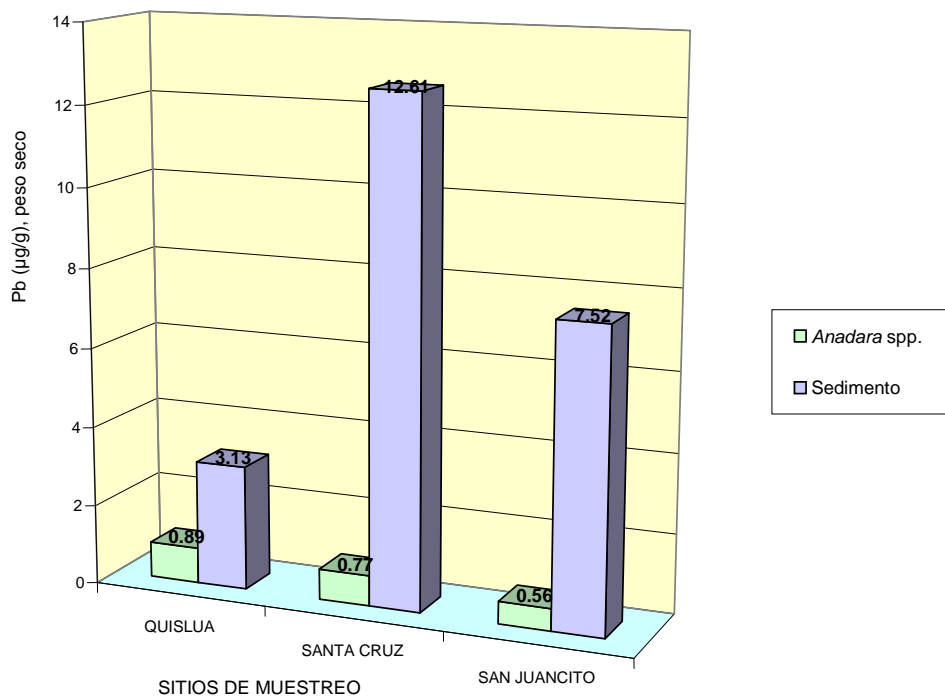


Fig. 15. Concentración promedio de plomo en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp. por sitios de muestreo.

Correlación entre la concentración de As, Hg y Pb en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp.

De acuerdo a los resultados obtenidos al aplicar el índice de correlación de Pearson entre los niveles de As en sedimentos y *Anadara* spp., no se detectó correlaciones significativas ($r = 0.53$, $p > 0.05$) esto se ilustra en fig. N° 16. De igual forma la fig. N° 17 indica que para el Hg en sedimento y *Anadara* spp. no se detectó correlación significativa ($r = -0.31$, $p > 0.05$). La fig. N° 18 indica que para el Pb en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp. se obtuvo una correlación significativa ($r = 0.72$, $p < 0.01$). También mediante regresión se determinó la ecuación que describe la relación lineal entre el Pb en sedimento y en *Anadara* spp. la cual resulto así: $Y = 0.0381X + 0.1566$. Para los otros dos elementos no se presentan análisis de regresión ya que no se observaron correlaciones significativas entre el sedimento y *Anadara* spp.

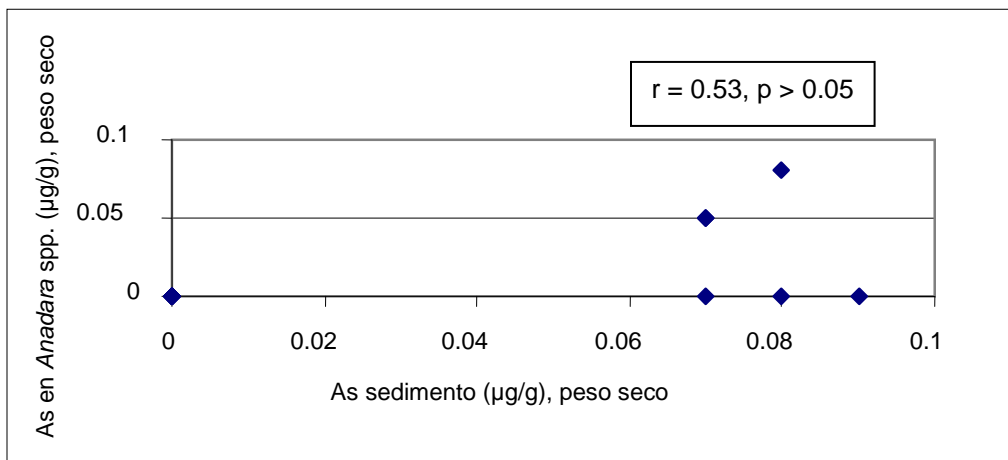


Figura 16. Representación gráfica de las concentraciones de As en sedimento y *Anadara* spp.

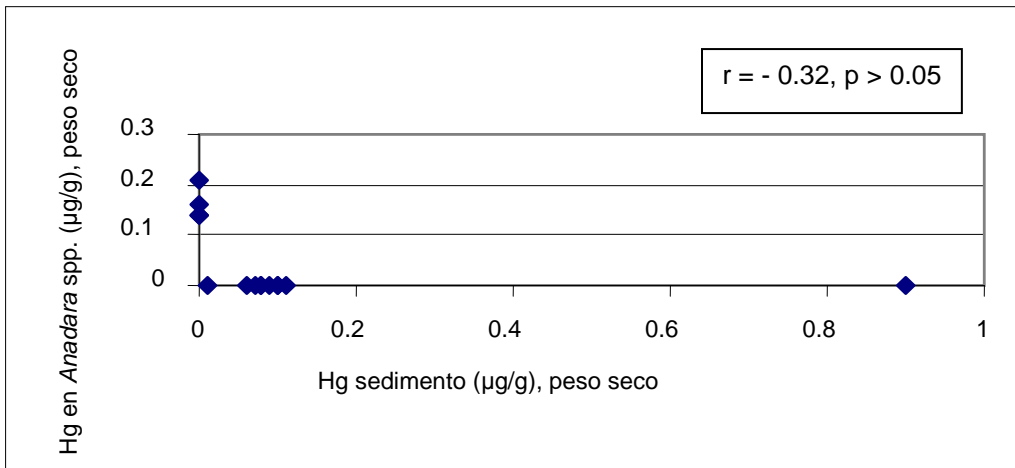


Figura 17. Representación gráfica de las concentraciones de Hg en sedimento y *Anadara* spp.

TABLA 3. INDICE DE CORRELACIÓN DE PEARSON (r) PARA LAS CONCENTRACIONES DE ARSÉNICO, MERCURIO Y PLOMO; ns : no significativo; gl : grados de libertad; *: correlación significativa

METALOIDE / METALES	INDICE DE CORRELACION
As	0.53 (ns, gl = 10)
Hg	-0.32 (ns, gl = 10)
Pb	0.72 (*, gl = 10)

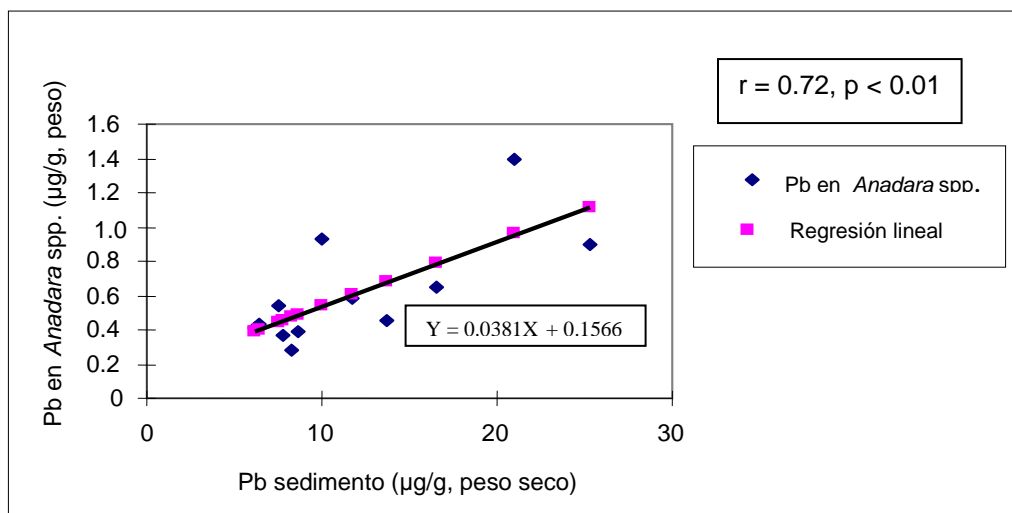


Figura 18. Curva de Regresión Lineal para el Plomo entre sedimento y *Anadara* spp.

DISCUSIÓN

Los estuarios son ecosistemas de gran importancia, ya que en ellos ocurren numerosas reacciones químicas y procesos biológicos, además son vitales para la supervivencia de varias especies marinas. No obstante, estos sistemas se encuentran sometidos a una fuerte presión antropogénica, derivada del vertido de desechos agrícolas, industriales y urbanos; su lecho actúa como un sumidero de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Los metales adsorbidos sobre el material particulado pueden ser desorbidos y liberados a la columna de agua y al agua intersticial. De esta forma, los metales pueden ser incorporados, algunos biotransformados como el mercurio y bioacumulados por los organismos pelágicos y bentónicos. Así, la medida de la biodisponibilidad, y la subsiguiente toxicidad de los metales, representa el primer paso en la evaluación del riesgo que representa la contaminación de los sedimentos a fin de implementar estrategias de regulación que permitan prevenir la contaminación. Así como también establecer umbrales de toxicidad que sean aplicables ampliamente para proteger el medio ambiente (Blasco *et al.*, 2004). Frías- Espericueta (1999), menciona que uno de los grupos de biomonitores más comunes son los moluscos bivalvos debido a su habilidad para concentrar los contaminantes en diferentes órdenes de magnitud, los cuales pueden estar influenciados debido a actividades antropogénicas que contribuyen a incrementar las concentraciones de metales pesados.

Salinidad

En la época seca, los datos registrados de salinidad fueron de 22.5 ups para Quislúa, 22 ups para Santa Cruz y 16.5 ups para San Juancito. En la época lluviosa: 10 ups, 2 ups y 8 ups, respectivamente, indicando el efecto de dilución por las lluvias. Debido a que los cambios en la disponibilidad de iones metálicos libres están asociados a cambios en la salinidad éstos pueden ser responsables por los cambios en la acumulación metálica y en la toxicidad de organismos marinos (Rainbow, 1984).

En este estudio las distribuciones espaciales de As, Hg, Pb en *Anadara* spp y sedimento durante las dos épocas del año, no muestran gradientes de Oeste a Este o viceversa claramente definidos (fig. N° 5 y N° 7), presentando una distribución irregular en algunos casos (fig. N° 6). Esto concuerda con el estudio realizado por Gutiérrez y Barbosa (2002) donde obtuvieron tendencias irregulares a lo largo del área de estudio en la costa de Baja California. Por otra parte, diversos autores señalan que la distribución espacial de metales en organismos bivalvos pueden ser explicados por la variación de factores interactuantes extrínsecos (patrón de corrientes, procesos de mezcla de agua de diferentes orígenes, surgencias, productividad, aporte terrígeno por lluvias) que pueden generar diferencias estacionales en la concentración de metales en la columna de agua y/o por mecanismos de acumulación, almacenamiento y excreción de metales en los organismos (Phillips, 1977; Simkiss y Mason, 1983 citados por Gutiérrez y Barbosa, 2002).

ARSÉNICO

El arsénico penetra el océano desde la atmósfera, y en agua dulce está asociado con material particulado y también puede estar en su fase disuelta, se ha mencionado que el arsénico entra en los estuarios en forma particulada por acción de agentes atmosféricos y a través de la actividad fitoplanctónica penetra a la cadena alimenticia y puede acumularse en mariscos. Se ha demostrado que los sedimentos no juegan un rol esencial en procesos de metilación de arsénico. Sin embargo, las descargas de efluentes enriquecidos con arsénico de origen antropogénico pueden causar elevaciones en las concentraciones de arsénico ya sea localmente o en general en el ambiente costero o estuarino (GESAMP, 1986).

Long y Morgan (1991), propusieron dos tipos de rangos para evaluar la calidad de los sedimentos, el primer rango es Efectos de Rango Bajo (ERL) y el segundo es Efectos de Rango Medio (ERM) por su significado en inglés. Cabe recalcar que los valores dentro de un ERL son considerados de nivel aceptable de toxicidad y valores dentro de un ERM están considerados como de alta toxicidad. Así tenemos que el ERL para arsénico es 33 $\mu\text{g/g}$ y ERM es 85 $\mu\text{g/g}$, en nuestra investigación los niveles de arsénico en sedimento para la época seca fueron de 0.073 $\mu\text{g/g}$ y no se detectó durante la época lluviosa. Mearns *et al.*, (1991) midieron concentraciones de arsénico en sedimentos de diferentes océanos del mundo presentando un ámbito de 0.04 a 45.5 $\mu\text{g/g}$. En el Sureste de California oscilaron entre 0.8 y 538 $\mu\text{g/g}$. Por todo lo anterior se puede decir que el arsénico se encuentra en niveles que no representan riesgo ecológico para organismos asociados a sedimentos del Estero de Jaltepeque.

En cuanto a los promedios de As en *Anadara* spp. para la época seca fue de 0.016 µg/g y para la época lluviosa fue 0. Los valores obtenidos en esta investigación se encuentran por debajo de aquellos citados por Mearns *et al.*, (1991) quienes mencionaron valores que oscilaban de 6 -16 µg/g para *Mytilus edulis* y 6.24 - 23 µg/g para *M. californianus* en el Sureste de California, estos rangos son similares a los determinados previamente en 4 diferentes investigaciones alrededor del mundo en las cuales las concentraciones de los tejidos blandos de los bivalvos oscilaban de 1.6 -16 µg/g.

Al comparar las concentraciones de As en tejido blando de *Anadara* spp. (Tabla N° 2) utilizando la prueba Mann-Whitney entre ambas épocas del año no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$). Gutiérrez-Galindo *et al.*, (1999) detectó que el As en mejillones del Golfo de California no mostró diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) lo cual indica la poca variabilidad de este elemento en el área de estudio.

Mediante el análisis Kruskal Wallis, se compararon los niveles de As en tejido blando *Anadara* spp. y sedimento, determinándose que no habían diferencias significativas ($p > 0.05$) para la concentración de As (Tabla N° 1), entre las diferentes estaciones de muestreo. La correlación entre el contenido de As en sedimento y *Anadara* spp. no fue significativa ($r = 0.53$, $p > 0.05$, $gl = 10$). Estos resultados permiten considerar que las concentraciones de As en *Anadara* spp. no están asociadas al As en sedimento y que varios factores influyen en la bioacumulación de estos (Fig. N° 16, Tabla 3).

A pesar de su posible utilización en las plantaciones agrícolas cercanas al área de estudio del Estero de Jaltepeque, no se comprobó una elevada concentración de este metaloide en dicha área (Fig. N° 10) sino por el contrario sus niveles fueron bajos al compararlos con los límites permisibles para consumo de bivalvos promulgados por la FDA (86 µg/g).

MERCURIO

Los rangos propuestos por Long y Morgan (1991) para evaluar la toxicidad de mercurio en sedimentos para ERL y ERM son respectivamente 0.15 µg/g y 1.3 µg/g. En esta investigación los datos de mercurio en sedimento durante la época seca y lluviosa fueron 0.005 µg/g y 0.090 µg/g respectivamente.

Según Mearns *et al.*, (1991) exponen que las concentraciones totales de mercurio realizadas en las costas de California oscilan entre 0.01 µg/g – 157 µg/g, además se propusieron rangos medios regionales que oscilan de 0.04 µg/g – 73.9 µg/g. Al comparar con los datos obtenidos en el Estero de Jaltepeque, se considera que los niveles de mercurio son bajos y no representan riesgo ecológico para organismos asociados a los sedimentos de dicho lugar.

En tejido blando de *Anadara* spp. los promedios en las concentraciones de mercurio fueron para la época seca 0.10 µg/g y para la época lluviosa 0.00 µg/g. Lo cual se incluye en el ámbito 0.011 a 0.181 µg/g de mercurio en *Mytilus californianus* de la costa de California. Rangos medios obtenidos en islas cercanas a la costa californiana fueron de 0.044 – 0.046 µg/g (Mearns *et al.*, 1991).

Al comparar las concentraciones de Hg en *Anadara* spp. correspondientes a época seca y lluviosa se encontraron diferencias significativas $p < 0.05$, Tabla N° 2. Esto coincide con los resultados de Gutiérrez y Barbosa (2002), ellos realizaron un estudio de metales en bivalvos en Baja California en el año 1994 comparando las mismas épocas antes mencionadas, en la cual determinaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) al comparar esos niveles de mercurio. Ellos explicaron dichas diferencias a la covariación en la fase disuelta o particulada, y a mecanismos similares de incorporación de los metales por los organismos.

Además, el análisis Kruskal - Wallis reflejó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) en concentraciones de Hg en tejido blando *Anadara* spp. y sedimento (Tabla N° 1) en las tres zonas de muestreo. La correlación ($r = -0.32$) entre el sedimento y *Anadara* spp. no fue significativa ($p > 0.05$, $gl = 10$) lo cual se ilustra en la Fig. N° 17 y Tabla N° 3. Esto permite asumir que la concentración de mercurio en *Anadara* spp. no están asociados al mercurio en sedimentos y por lo tanto no presentan riesgo ecológico a la biota asociada al sedimento. Esto difiere del estudio de Beiras *et al.* (2003), donde la correlación sedimento-mejillones para Hg fue de ($r = 0.57$ $p < 0.01$). Gutiérrez y Barbosa (2002), obtuvieron una correlación significativa entre la concentración de mercurio y tejido blando de bivalvos ($r = 0.73$, $p < 0.05$); esto sugiere que la fisiología de los organismos no tuvo influencia en la concentración de metales en sus tejidos y muy probablemente los niveles de metales en los organismos se deban a factores externos. También, Frías - Espericueta *et al.*, (1999) mencionaron que los principales factores que regulan las concentraciones de metales pesados en los tejidos de los bivalvos son la cantidad de metales en la

columna de agua (disueltos y/o particulados) y algunos parámetros biológicos. Así mismo, Latouche y Mix (1981) indican que la talla del organismo también puede afectar la concentración de metales pesados en moluscos. Dicho parámetro no fue considerado para nuestro estudio, por lo cual podría afectar los resultados en la concentración de metales en bivalvos.

Por lo anteriormente mencionado, se considera que el Hg en *Anadara* spp. puede estar asociado a material particulado de la columna de agua. En el Estero de Jaltepeque, los niveles de Hg en tejido blando de *Anadara* spp. fueron bajos y no excedieron el parámetro fijado por la FDA de 1 µg/g de peso seco (Fig. 11). Sin embargo, Botello y Páez (1987), indicaron que aunque en niveles bajos, la sola presencia del mercurio representa un daño potencial para los organismos del área misma al ser vertido al medio ambiente, de inmediato hay incorporación a las cadenas tróficas y un hecho claro es que los únicos compuestos peligrosos para la salud humana son los de alquil mercurio, dentro de los cuales los de metil-mercurio son los más tóxicos. En esta investigación no se pudo coincidir con Botello y Páez (1987) ya que el tipo de mercurio analizado fue el mercurio metálico y según Merian (1991), el mercurio se convierte en mercurio metílico en el medio acuático por actividad bacteriológica y éste puede ser acumulado por los peces o crustáceos y es sumamente tóxico para los seres humanos.

PLOMO

El plomo es un metal que no posee ninguna función biológica en el organismo y es tóxico para la mayoría de organismos en altas concentraciones, es considerado como un contaminante de concerniente importancia por sus amplios efectos

toxicológicos. Localmente cantidades significativas de plomo son descargadas directamente en el ambiente marino a través de plantas de tratamiento y operaciones industriales. Está ampliamente distribuido en el ambiente y es fácilmente identificable en la mayoría de tejidos de plantas y animales (Long y Morgan, 1991).

Los niveles de contaminación en sedimento de Acajutla, El Salvador fueron comparados en los niveles de efectos de bajo rango (ERL) y efectos de medio rango (ERM) para contaminantes sugeridos por Long y Morgan (1991). Las concentraciones por debajo de los efectos de rango bajo (ERL) tienen consecuencias rara vez observadas. Concentraciones entre ERL y ERM representan un posible rango de efectos, donde éstos raramente ocurren, pero si los rangos están sobre los (ERM), esto indica que ocurren con frecuencia, dichos niveles son usados para evaluar la calidad de los sedimentos. El plomo en sedimento fue el único metal que alcanzó los niveles de ERL en el muelle de Acajutla lo cual puede deberse a la actividad del transporte marítimo en ese punto, ya que en muestras de sedimento tomadas en sitios más alejados del área del muelle, los niveles de plomo fueron menores sugiriendo también la posibilidad que residuos urbanos podrían ser las fuentes de contaminación para el medio ambiente marino.

De acuerdo a los rangos de plomo en sedimentos presentados por los autores antes mencionados el ERL es 35 $\mu\text{g/g}$ y ERM, 110 $\mu\text{g/g}$. Las concentraciones de plomo para esta investigación en sedimentos durante la época seca y lluviosa fueron respectivamente: 4.21 $\mu\text{g/g}$ y 11.29 $\mu\text{g/g}$. Así mismo, el plomo en sedimentos alrededor de las Costas de California se encontró en concentraciones en ámbitos de 1.0 $\mu\text{g/g}$ a 4,400 $\mu\text{g/g}$. En comparación con los rangos propuestos por Long y

Morgan (1991), los niveles de plomo en sedimentos del Estero de Jaltepeque se encuentran por debajo de los efectos de rango bajo, lo que indica que no existe ningún riesgo ecológico potencial para la biota asociada a los sedimentos. Se determinó mediante la prueba Mann-Whitney que los niveles de Pb en sedimentos entre la época seca y lluviosa presentaron al igual que el As y Hg diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) los datos se agrupan en la Tabla N° 2.

Al contrastar las concentraciones de Pb en *Anadara* spp. correspondientes a las dos épocas del año se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). Frías - Espericueta (1998) cita algunos autores quienes plantean que las diferencias estacionales en las concentraciones de metales han sido estudiadas en varias especies de moluscos (Bryan, 1973). Y las causas de estas fluctuaciones estacionales han sido asociadas con el suministro alimenticio, cambios en el arrastre de metales particulados hacia el mar, debido a altas precipitaciones (Fowler y Oregioni, 1976), además de las variaciones relacionadas al ciclo reproductivo (Latouche and Mix, 1981; Páez-Osasuna y Marmolejo-Rivas, 1990 b).

El análisis Kruskal - Wallis de las concentraciones de Pb en tejido blando *Anadara* spp. y sedimento no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$) al comparar las tres estaciones de muestreo (Tabla N° 1).

En cuanto a la correlación entre sedimento y *Anadara* spp. ($r = 0.72$), fue altamente significativa ($p < 0.01$, $gl = 10$). Esta relación se puede modelar mediante la ecuación $Y = 0.0381 X + 0.1566$. (Figura N° 18, Tabla N° 3). Esto es similar a lo determinado por Beiras *et al.* (2003), donde la correlación sedimento-mejillones ($r = 0.67$) para Pb

fue significativa ($p < 0.01$). Esto indica que la concentración de plomo en *Anadara* spp. está asociada al nivel de metal en sedimentos y aparentemente presenta una relación matemática lineal.

Durante los últimos años las concentraciones de plomo están decreciendo en los países industriales, aunque para los niños recién nacidos y los que están por nacer puede representar todavía un alto riesgo (Merian, 1991). En el estudio realizado en el Estero de Jaltepeque, el plomo fue el metal que presentó mayores concentraciones en los tres sitios de muestreo, cabe resaltar que ninguno de éstos presenta un serio riesgo para el consumo de moluscos en el área de estudio según las cifras presentadas por la FDA cuyo límite máximo permisible es de $1.7 \mu\text{g/g}$.

Espino y Carvajal (2000), señalan que la presencia de los elementos metálicos en ambientes acuáticos ha ocurrido desde hace miles de años formando parte de los procesos biogeoquímicos de dichos ecosistemas y que la sola presencia de ellos no indica necesariamente un grado de contaminación alarmante puesto que la disponibilidad de los metales para los organismos y mas aun la toxicidad de éstos depende también de otros factores: factores físico-químicos del agua (temperatura, pH, potencial redox, oxígeno disuelto, salinidad, luz, materia orgánica) y los factores biológicos: especie, sexo, tamaño, edad, actividad, estadio de vida, hábitat.

Estos resultados indican que la concentración de As, Hg, Pb en sedimentos de El Estero de Jaltepeque departamento de La Paz, no presentan riesgos significativos para la biota asociada al sedimento. De igual forma los niveles de As, Hg y Pb indican que los bivalvos extraídos de esta zona no representan un riesgo sanitario

para la salud humana. Además, no existe una distribución clara de esos elementos en sedimentos ni en *Anadara* spp. presentes en los tres sitios muestreados. Tampoco, existe una clara relación entre los elementos contenidos en sedimento y las especies de bivalvo en estudio, probablemente otros factores como material en suspensión y la fisiología de *Anadara* spp. influyen en el movimiento de metales hacia los tejidos de bivalvos.

CONCLUSIONES

Las concentraciones de As, Hg, Pb en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp. presentaron diferencias significativas al comparar ambas épocas del año. La concentración de metales en la época seca fue mayor en tejido blando de *Anadara* spp. La concentración metálica en sedimento fue mayor en la época lluviosa que en la seca.

No se detectaron diferencias significativas entre las concentraciones de As, Hg y Pb en *Anadara* spp y sedimento en los tres sitios de muestreo Quislúa, Santa Cruz y San Juancito, ubicados en el Estero de Jaltepeque.

Se determinó correlación significativa entre los niveles de Pb en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp., lo que puede implicar que los sedimentos influyen en el contenido de Pb en *Anadara* spp. Así también, no existió correlación en las concentraciones metálicas de As, Hg entre sedimento y tejido blando de *Anadara* spp.

En esta investigación no se logró establecer un patrón definido con respecto la distribución espacial de As, Hg, Pb tanto en *Anadara* spp. como en sedimento.

Este estudio permite asumir que el sedimento del Estero de Jaltepeque, presenta concentraciones de As, Hg y Pb sin implicaciones negativas aparentes al bentos.

Las concentraciones de As, Hg y Pb no representan riesgo para el consumo de moluscos al compararlos con los niveles internacionales permisibles establecidos por la Food and Drug Administration (FDA) de los Estados Unidos de América.

De acuerdo a la hipótesis planteada para esta investigación se comprobó que los niveles de As, Hg, Pb, fueron similares en los tres puntos de muestreo.

RECOMENDACIONES

Las variantes en las concentraciones de As, Hg, y Pb en los diferentes puntos de muestreo en el Estero de Jaltepeque, pueden estar relacionadas con el tamaño del grano del sedimento por lo cual sería recomendable efectuar un estudio enfocado a la cantidad metálica en el sedimento de acuerdo al tamaño del grano presente en él.

Se recomienda utilizar otros organismos como almejas o mejillones para verificar el grado de tolerancia a las concentraciones metálicas del medio y determinar así su confiabilidad y posible utilización en las investigaciones posteriores.

Es necesario continuar monitoreando los niveles de As, Hg y Pb y extender un poco más la cantidad de metales a estudiar ya que existen otros metales pesados que deben ser estudiados como el Cr, Cu, Zn, Al, Cd, Mn.

También se recomienda ampliar el número de sitios de muestreo dentro del Estero de Jaltepeque.

Desarrollar este tipo de investigaciones a largo plazo con muestreos mensuales a lo largo de un año y de esta manera tener resultados más completos y que a su vez representen la realidad en cuanto a los niveles de metales y sus posibles fluctuaciones a lo largo de un periodo de tiempo determinado.

Es recomendable también utilizar el material suspendido y de esta forma verificar si posee algún patrón de comportamiento con los moluscos bivalvos para que sirva como un elemento mas de análisis y que los resultados de dicho análisis sirvan de complemento a los obtenidos en sedimento y tejido blando de *Anadara* spp.

Realizar bioensayos en diversos tipos de organismos indicadores colocados en peceras, y sometidos a diferentes metales en diferentes concentraciones poder medir el rango de absorción y parámetros de tolerancia que puedan presentar bajo condiciones controladas.

Este tipo de investigaciones es importante a lo largo de todo el país para que posteriormente sirvan como una herramienta capaz de sugerir decisiones encaminadas a crear leyes o reglamentos con objetivos claros y específicos en la prevención y conservación de los ambientes marinos, estuaricos, lóticos y lénticos.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

- Acosta V. y C. Lodeiros (2003) “Metales pesados en la almeja *Tivela mactroides* Born, 1778 (Bivalvia; Veneridae) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela”. *Ciencias Marinas*. **30**, **279-380**.
- Barraza J.E. (2000) “Determinación de metodología óptima para la biomonitorización de metales pesados en sedimentos y biota del río Lempa”, PROARCA/CAPAS. El Salvador. 13pp.
- ————— (2004) “Metales y Metaloides en bivalvos comestibles de El Salvador”. Presentación. Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad de Santiago Compostela, España.
- Barraza J. E. y A. Carballeira (1998) “Los Metales Pesados de la Bahía de la Unión, Golfo de Fonseca, El Salvador”. *Publicación Ocasional Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales*, **Nº1**, **1-3**.
- Barreiro R., C. Real y A. Carballeira (1994) “Heavy Metals in Sediments Cores from a NW Spain Estuary”. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **53**, **368-373**.
- Beiras R., J. L. Romalde, B. Reguera y A. Villalba (2003) “Molluscan Shellfish Safety”. Santiago de Compostela, España. 620 pp.
- Blasco J., A. Rodríguez, y O. Campana (2004) “Biodisponibilidad de Metales Pesados en el Estuario del Río Guadalete (SO Península Ibérica)”. *Ciencias Marinas*, **31**, **125-135**.

- Botello A. y F. Páez (1987) “Petróleo y medio ambiente en la región de los ríos Coatzacoalcos y Tonalá”. Centro de Ecodesarrollo. Altadena 8, México, D.F. 180 pp.
- Bryan G. W. (1973) “The occurrence and seasonal variation of trace metal in the scallops *Pecten maximus* (L) and *Chlamys opercularis* (L). J. Mar. Biol. Ass U.K. 53: 145-166.
- Bryan G.W., W.J. Langston., L.G Hummerstone. y G.R. Burt (1985) “A Guide to the Assessment of Heavy-Metal Contamination in Estuaries Using Biological Indicators”. Marine Biological Association of the United Kingdom, The Laboratory Citadel Hill Plymouth Devon England. 92 pp.
- Carballeira A., E. Carral, M. X. Puente y R. Villares (1997) “Estado de Conservación de la Costa de Galicia. Nutrientes y metales pesados en sedimentos y organismos intermareales”. Universidad de Santiago Compostela, España. 107 pp.
- Carral E., X. Puente, R. Villares y A. Carballeira (1995) “Background heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (Northwest Spain) as determined by modal analysis”. *The Science of the Total Environment*, **172**, 175-188.
- Carral E. (1992) Estado de Conservación de los Complejos Hidrolitorales de Galicia: Nutrientes y Metales Pesados en Sedimentos y Organismos. Tesis de Doctorado, Universidad de Santiago de Compostela, España. 320 pp.
- Chang R. (1999) “Química”, Sexta Edición, McGraw Hill Interamericana Editores, S.A. de C.V. México, D.F., 994 pp.
- Clark, R. B. (1989) Marine Pollution. Oxford Science Publication.

- Espino G., S. Hernández y J. Carbajal (2000) “Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y la Contaminación”. Editorial Plaza y Valdez. México D.F. 633 pp.
- Fowler S. W. y B. Oregioni (1976) “Trace metal in mussels from the N.W. Mediterranean. Mar. Pollut. Bull. 7: 26-29.
- Fowler S. W. (1978) “Trace elements in zooplankton particulate products”. Nature, 169: 51-53.
- Freedman B. (1989) “Environmental Ecology, The impacts of Pollution and Others Stresses on Ecosystem Structure and Function”. Academic press, inc. 424 pp.
- Frías-Espericueta M.G., M. A. Ortiz-Arellano, J.I. Osuna-López y J.A. Rosso-Paulino. (1999) “Heavy Metal in the rock Oyster *Crassostrea iridescens* (Filibranchia: Ostreidae) from Mazatlan, Sinaloa, Mexico”. *Revista de Biología Trópic*, **47**, 843-849.
- GESAMP (1986) (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution), Review of Potentially Harmful Substances: Arsenic, Mercury and Selenium: Rep. Stud. GESAMP (28).
- Goldberg E. D. (1978) “Biogeochemistry of estuarine sediments”. Proc Workshop in Melreux/ Belgium Nov. 29 - Dec. 3, 1976. UNESCO Press Paris.
- Gutiérrez-Galindo E.A., J.A. Villaescusa, y A. Arreola (1999) “Bioacumulación de metales en mejillones de cuatro sitios selectos de la región costera de Baja California”. *Ciencias Marinas*, **25**, 455-646.

- Gutiérrez-Galindo E. A. y A. Muñoz-Barbosa (2002) “Variabilidad Geográfica de la concentración de Hg, Co, Fe y Ni en mejillones *Mytilus Californianus* (Conrad, 1837) de la Costa de Baja California”. *Ciencias Marinas*, **29**, 1-139.
- International Programme Chemical Safety (1995) Inorganic Lead Environmental Health Criteria 165. World Health Organization. Geneva 300 pp.
- Jenne E. A. y S. N. Luoma (1977) “Forms of trace elements in soils, sediments and waters: An overview of their determination and biological availability. In: Biological implication of metals in the environment. 110-143 pp. ERDA Ser N° 42, Washington D.C.
- Lacerda L.D., M. A. Fernandez, C.F. Calazans y K.F. Tanizaki (1992) “Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brazil”. *Hydrobiología*, **228**, 65-70.
- Latouche Y. D. y M. C. Mix (1981) “Seasonal variation in soft tissue weights and trace metal burdens in the Bay Mussell, *Mytilus edulis*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27: 821-828.
- Long E. R. y L. G. Morgan (1991) “The Potential for Biological Effects of Sediments – Sorbed Contaminants Tested in The National Status and Trend Program”. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington, United States of America.
- Luoma S.N., y G.W. Bryan (1982) “A Statistical Study of Environmental Factors Controlling Concentration of Heavy Metals in the Burrowing Bivalve *Scrobicularia plana* and the Polychaete *Nereis diversicolor*”. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **15**, 95-108.

- Mearns A. J., M. Matta, G. Shigenaka, D. McDonald, M. Buchman, H. Harris, J. Golas y J. Lauestein (1991) "Contaminant Trends in The Southern California Bight: Inventory and Assessment". Seattle, Washington. United States of América.
- Merian E. (1991) "Metals and Their Compounds in the Enviroment". Impreso en la República Federal de Alemania y VCH, Inc. New York, (USA). 1438 pp.
- Michel J. y S. Zengel (1998) "Monitoring of Oysters and Sediments in Acajutla, El Salvador". *Marine Pollution bulletin*. **36**, 256-266.
- Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2004) "Estudio Básico y Preliminar en El Área de Conservación de Jaltepeque dentro del proceso de la Propuesta de Corredor Biológico Mesoamericano en El Salvador". Disco compacto.
- Páez - Osasuna F. y C. Marmolejo-Rivas (1990 b) "Ocurrence and seasonal variation of heavy metals in the oysters *Saccrostrea iridescens*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 44: 129-134.
- Phillips D. J. H. (1980) "Cuantitative acuatic biological indicators". Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publ. Ltd. London, 488 pp.
- Postma H. (1967) "Sediment Transport and Sedimentation in the marine environment". In: Lauff GH Estuaries. AAAS- Publ 83: 158 -179.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2002) "Perspectiva del Medio Ambiente Mundial. GEO 3, Pasado, Presente y Futuro". A.G. Costa, S. A. Seseña, Madrid. 446 pp.

- Puente X., R. Villares, E. Carral, y A. Carballeira (1996) "Nacreous shell *Mytilus gallprovincialis* as a biomonitor of heavy metal pollution in Galizia (NW Spain)". *The Science of the Total Environment*, **183**, 205-211.
- Rainbow S. P. (1984) "The Biology of Heavy Metals in the Sea". *Marine Pollution Bulletin*, **21**, 321-324.
- Rose A.W., Hawkes H. E. y Webb J. S. (1979) "Geochemistry in mineral exploration". Academic Press: 657 pp.
- Segner H. y T. Braunbeck (1998) "Cellular Response Profile to Chemical Stress". In: *Ecotoxicology*, Gerrit Schüürmann and Bernard Markert (Eds.), Germany. pp: 521-555.
- Silderberg M. (1996) "Chemistry The Molecular Nature of Matter and Change". 3rd Ed, WCB/McGraw-Hill. United States of America, 1062 pp.
- Salomons W. y U. Förstner (1984) "Metals in The Hidrocycle". Springer-Verlag, Berlin, 349 pp.
- Struck B.D., R. Pelzer, P. Ostapczuk, H. Emons, y C. Mohl (1997) "Statistical evaluation of ecosystem properties influencing the uptake of As, Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in seaweed (*Fucus vesiculosus*) and common mussel (*Mytilus edulis*)". *The Science of the Total Environment*, **207**, 29-42.
- Suess E. y Erlenkeuser H. (1975) "History of Metal Pollution and carbon input in Baltic sea seven". *Meyniana (Kiel)* 27: 63-75.

- Wedepohl K. H. (1991) "Decomposition of the upper earth's crust and the natural cycles of selected metals. Metals in natural raw materials. Natural resource. In: Metal and their compounds in the environment. Merian E. (Ed). pp 3-18.
- Weimin Y., G.E. Batley, y M. Ahsanullah (1992) "The ability of sediment extractants to measure the bioavailability of metals to three marine invertebrates". *The Science of the Total Environment*, **125**, **67-82**.

➤ Referencias de Internet:

- Web 1: UNESCO, www.wateryear2003.org, Febrero, 2005.
- Web 2: Lenntech Water- & Luchtbehandeling www.lenntech.com, Febrero, 2005.
- Web 3: Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades www.atsdr.cdc.gov/es, Febrero, 2005.
- Web 4: Texas Center for Policy Studies (TCPS) www.texascenter.org, Febrero, 2005.
- Web 5: Monografias.com, www.monografias.com, Febrero, 2005.
- Web 6: Asesoría y Desarrollo de Sistemas de Información, DEGCORP, www.prodigyweb.net.mx/degcorp, Febrero, 2005.
- Web 7: Environmental Protection Agency, www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/pdfs/methstat3b.pdf, Febrero, 2005.
- Web 8: The International Programme of Chemical Safety, www.who.int/ipcs/, marzo, 2005.
- Web 9: Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ) <http://media.payson.tulane.edu:8086/spanish/envsp/Vol341.htm>, Septiembre, 2005.
- Web 10: Biblioteca Virtual YBARRA, [www. Raulybarra.com/archivosnotijoya/5mineria_contaminacion.htm](http://www.Raulybarra.com/archivosnotijoya/5mineria_contaminacion.htm), Septiembre, 2005.
- Web 11: <http://www.cfsan.fda.gov/~acrobat/haccpc09.pdf>, Diciembre, 2005.

ANEXOS

ANEXO A.

Tabla 1. DATOS ESTADÍSTICOS POR SITIOS DE MUESTREO EN TEJIDO BLANDO DE *Anadara* spp. ds: desviación estándar.

Datos Estadísticos Elementos	QUISLUA			SANTA CRUZ			SAN JUANCITO		
	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g
Nº muestras	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Media ± d.s.	0.010 ± 0.022	0.028 ± 0.087	0.890 ± 1.168	0.016 ± 0.035	0.042 ± 0.093	0.772 ± 0.400	0	0.060 ± 0.082	0.560 ± 0.217
Rango min	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.370	0.000	0.000	0.410
Rango max	0.050	0.140	2.940	0.080	0.210	1.400	0.000	0.160	0.930
Lim. Permisibles según FDA	86	1	1.7	86	1	1.7	86	1	1.7

Tabla 2. DATOS ESTADÍSTICOS POR SITIOS DE MUESTREO EN SEDIMENTOS. ds: desviación estándar.

Datos Estadísticos Elementos	QUISLUA			SANTA CRUZ			SAN JUANCITO		
	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g
Nº muestras	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Media ± d.s.	0.041 ± 0.045	0.051 ± 0.052	3.130 ± 3.739	0.026 ± 0.032	0.052 ± 0.043	12.61 ± 10.11	0.042 ± 0.046	0.036 ± 0.039	7.526 ± 5.346
Rango min	0.000	0.000	0.140	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Rango max	0.110	0.110	8.690	0.080	0.100	25.27	0.100	0.080	13.70
ERL (Mearns, 1991)	33	0.15	35	33	0.15	35	33	0.15	35
ERL (Mearns, 1991)	85	1.3	110	85	1.3	110	85	1.3	110

Tabla 3. DATOS ESTADISTICOS POR ESTACIONES EN TEJIDO BLANDO DE *Anadara* spp. ds: desviación estándar.

Datos Estadísticos / Metaloides/ Metales	ESTACION SECA			ESTACION LLUVIOSA		
	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g
Nº muestras	9	9	9	9	9	9
Media ± d.s.	0.016± 0.034	0.108± 0.087	0.403± 0.084	0	0	1.064± 0.847
Rango min	0.00	0.00	0.280	0.000	0.000	0.090
Rango max	0.080	0.050	0.540	0.000	0.000	2.940
Lim. Permisibles según FDA	86	1	1.7	86	1	1.7

Tabla 4. DATOS ESTADISTICOS POR ESTACIONES EN SEDIMENTOS. ds: desviación estándar.

Datos Estadísticos / Elementos	ESTACION SECA			ESTACION LLUVIOSA		
	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g
Nº muestras	12	12	12	12	12	12
Media ± d.s.	0.073 ± 0.023	0.005 ± 0.014	4.214 ± 3.800	0	0.090 ± 0.018	11.29 ± 9.111
Rango min	0.030	0	0.000	0	0.070	0.570
Rango max	0.110	0.050	8.690	0	0.210	25.27

Tabla 5. DATOS POR METAL, EPOCA DEL AÑO Y SITIO DE MUESTREO EN SEDIMENTO

Sitios de Muestreo Elementos	ESTACION SECA			ESTACION LLUVIOSA		
	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g
QUISLUA	0.082	0.002	5.657	0	0.100	0.602
SANTA CRUZ	0.052	0.015	3.837	0	0.090	21.375
SAN JUANCITO	0.085	0.000	3.147	0	0.072	11.905

Tabla 6. DATOS POR METAL, EPOCA DEL AÑO Y SITIO DE MUESTREO en tejido blando de *Anadara* spp.

Sitios de Muestreo Metaloides Metales	ESTACION SECA			ESTACION LLUVIOSA		
	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g
QUISLUA	0.025	0.070	0.033	0.000	0.000	1.555
SANTA CRUZ	0.040	0.105	0.455	0.000	0.000	0.983
SAN JUANCITO	0.000	0.650	0.420	0.000	0.000	0.653

ANEXO B.



Figura 1. Muestreo para recolectar conchas y sedimento en el Estero de Jaltepeque, Departamento de La Paz, El Salvador. Marzo, 2005.



Figura 2. Cañón Santa Cruz en el Estero de Jaltepeque, Departamento de La Paz, El Salvador. Marzo, 2005.



Figura 3. Canon San Juancito en el Estero de Jaltepeque.



Figura 4. Sitio Quislúa en el Estero de Jaltepeque.



Figura 5. Toma de muestra de sedimento en el Estero de Jaltepeque.



Figura 6. Toma de muestras de sedimento en el Estero de Jaltepeque.



Figura 7. Transporte de muestras de concha en hielera a 4 °C.



Figura 8. Transporte de muestras de sedimento en hielera a 4 °C.



Figura 9. Entrega de muestras en el laboratorio de FUSADES.

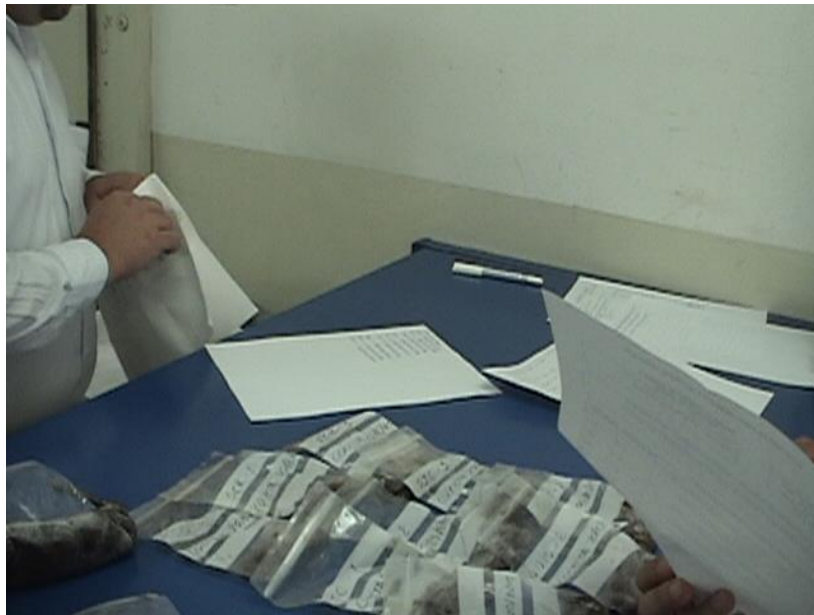


Figura 10. Etiquetado de muestras en el laboratorio de FUSADES.



Figura 11. Balanza analítica para medir la cantidad de muestra y reactivos necesarios para el proceso analítico.



Figura 12. Estufa para secado de muestras de sedimento y tejido blando de *Anadara* spp.

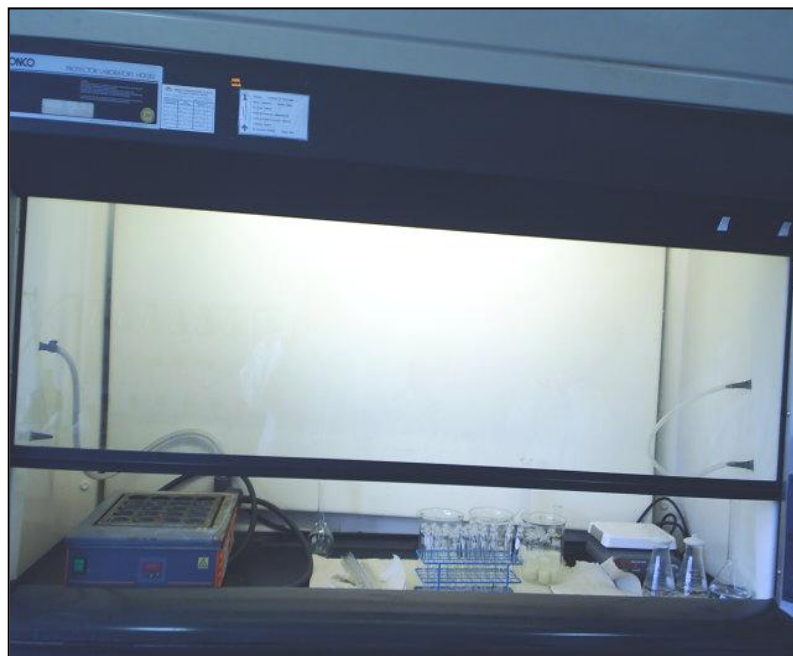


Figura 13. Cámara de flujo laminar conteniendo las muestras digeridas previas a su análisis.



Figura 14. Balones conteniendo sustancias digeridas de sedimento y *Anadara* spp. listas para leer en espectrofotómetro de absorción de masa.



Figura 15. Espectrofotómetro de absorción de masas Perkin- Elmer.



Figura 16. Resultados finales del proceso de lectura de las muestras de sedimento y *Anadara* spp.