



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

Coordinación del Posgrado, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,

Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México, D.F. 04510

Teléfono y Fax: (52) 56-22-5803, 5829, 5990 y 5991

Correo electrónico: posgrado@mar.icmyl.unam.mx

http://www.unam.mx/ciencias_mar_posgrado



“DIAGNÓSTICO DE LA CONTAMINACIÓN POR MERCURIO
A TRAVÉS DEL USO DE PECES Y MOLUSCOS BIVALVOS
PARA CONSUMO HUMANO PROVENIENTES DEL
ESTUARIO DEL RÍO COATZACOALCOS, VERACRUZ”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

(QUÍMICA ACUÁTICA)

P R E S E N T A

IBQ. NYDIA YURIANA ZAMORA ARELLANO

DIRECTOR DE TESIS: DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

**COMITÉ TUTORAL: DRA. ANA CAROLINA RUIZ FERNANDEZ
DRA. SILVIA CASTILLO BLUM
DR. ALFONSO VAZQUEZ BOTELLO
DR. GERARDO GOLD BOUCHOT**

MAZATLAN, SINALOA SEPTIEMBRE 2009



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

Coordinación del Posgrado, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología,

Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México, D.F. 04510

Teléfono y Fax: (52) 56-22-5803, 5829, 5990 y 5991

Correo electrónico: posgrado@mar.icmyl.unam.mx

http://www.unam.mx/ciencias_mar_posgrado



JURADO DE EXAMEN:

Presidente: Dr. Alfonso Vázquez Botello

Secretario: Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Vocal: Silvia E. Castillo Blum

Suplente: Ana Carolina Ruiz Fernández

Suplente: Gerardo Gold Bouchot

AGRADECIMIENTOS

Antes que nada quiero agradecer a Dios por haberme brindado las oportunidades que me ha dado y por poner en mi camino a las personas que me han ayudado y acompañado en alguna o todas las etapas de mi vida. A mi familia que sin ella no estaría en el lugar donde estoy y que gracias a ella he logrado todas mis metas y ha sido la principal motivación para lograr todos mis objetivos.

Agradezco el Apoyo financiero brindado por parte del fondo sectorial SEMARNAT-CONACYT 2004 correspondiente al proyecto "Concentraciones de mercurio y plomo en tejidos de biota representativa del estuario del Río Coatzacoalcos, Veracruz".

Al Quím. Humberto Bojorquez Leyva por su apoyo, paciencia y asesoría en la operación del espectrofotómetro de absorción atómica por flama y con generador de vapor frío y todo lo que implicaba las determinaciones de mercurio y aluminio.

Al Dr. Felipe Amezcua Martínez del Laboratorio de Ictiología y Pesquería del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM por su apoyo en la identificación taxonómica de los peces estudiados.

M. en C. Zoila Graciela Castillo Rodríguez del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Ciudad Universitaria por su ayuda en la identificación taxonómica de los moluscos bivalvos.

Dr. Federico Páez Osuna por facilitar el trabajo en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán y facilitar el trabajo de granulometría junto con el Ing. Alberto Castro del Río

Al Sra. María Clara Ramiro Jáuregui y Lic. Pedro Allende Rosales de la Biblioteca Regional en Ciencias del Mar Dra. María Elena Caso Muñoz del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, por su ayuda para el acopio de información bibliográfica.

Mat. Germán Ramírez Resendiz y LSCA. Carlos Suárez Gutiérrez por facilitar la ayuda necesaria en el centro de cómputo y en cada examen tutorial siempre estuvieron presentes apoyando su realización.

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

Sra. Margarita Cordero por su paciencia, amabilidad, colaboración y orientación en todo lo administrativo antes y durante toda mi estancia en el Posgrado.

IBQ Yesenia Gárate Viera por su ayuda en el Laboratorio en la disección y procesamiento de las muestras.

A mis tutores Dra. Carolina Ruiz Fernández por su ayuda en la determinación de carbonatos y materia orgánica, Dra. Silvia Catillo Blum, Dr. Alfonso Vázquez Botello y Dr. Gerardo Gold Bouchot, a todos mil gracias por su colaboración, orientación y apoyo en la realización de este trabajo, ya que con sus acertadas observaciones se pudo enriquecer.

Y en especial a mi director Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, por la confianza, paciencia, ayuda y por siempre darse tiempo para orientar cualquier duda que se pudiera presentar, y sobre todos por ser un ejemplo de tenacidad e integridad.

Y a todos mis compañeros de generación y maestros ya que sin ellos este Posgrado no hubiera sido igual.

TESIS DE MAESTRÍA

“DIAGNÓSTICO DE LA CONTAMINACIÓN POR MERCURIO A TRAVES DEL USO DE PECES Y MOLUSCOS BIVALVOS PARA CONSUMO HUMANO PROVENIENTES DEL ESTUARIO DEL RIO COATZACOALCOS VERACRUZ”.

RESUMEN

En este trabajo se determinó la variación estacional de mercurio en muestras de peces, moluscos bivalvos y sedimento superficial provenientes del río Coatzacoalcos, Veracruz, durante las temporadas cálida, lluviosa y de “nortes”. Para el 81% del total de las especies de peces estudiadas se encontró la siguiente secuencia de acumulación hígado>músculo>branquias; en el caso de los moluscos bivalvos solamente se analizó el tejido blando. En los peces, las concentraciones más elevadas de Hg correspondieron al músculo ($1.003\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de *Ictalurus punctatus*, en la temporada de “nortes”, al hígado ($0.85\mu\text{g g}^{-1}$) de *Trichurus nitens*, durante la temporada cálida. En los bivalvos, los valores de Hg oscilaron entre 0.09 y $0.18\mu\text{g g}^{-1}$, siendo *Polymesoda caroliniana* la que acumuló las mayores concentraciones. En lo que respecta a la variación estacional de las concentraciones medias de Hg en los peces, la secuencia fue: temporada cálida>lluvias>nortes y para los bivalvos fue: lluvias>cálida>nortes. De acuerdo a los resultados del factor de enriquecimiento (EF), los sedimentos del estuario van de moderadamente contaminados (EF de 1.10 a 8.7) a contaminados (EF de 11.29 a 68.35); similarmente, a partir de los valores del índice de geoacumulación (I_{geo}), los sedimentos de este estuario se pueden clasificar de moderadamente ($I_{\text{geo}}= 3$) a fuertemente ($I_{\text{geo}}= 4$) contaminados. Tomando en cuenta ambas clasificaciones, las estaciones cercanas a la boca durante las temporadas de lluvias y cálida fueron las que mostraron mayores concentraciones de Hg en comparación con el resto de los sitios; en contraste, en la temporada de “nortes” las concentraciones más elevadas de Hg se encontraron en la parte alta del estuario (Minatitlán, EF= 43.19, $I_{\text{geo}}=4.087$). En los peces, el factor de acumulación biota-sedimento (BSAF) osciló de 0.49 durante la temporada cálida a 43.45 durante la de “nortes” para la especie *Gobiomorus polylepis*. En los bivalvos, el BSAF fluctuó de 0.90 a 3.84 en *P. caroliniana*. Los niveles de Hg encontrados en los tejidos de la biota analizada no sobrepasaron los límites máximos permisibles de este metal en la legislación aplicable para México (NOM-027 y 031 SSA1).

ABSTRACT

Seasonal variation of Hg in fish, bivalves and sediment samples from Coatzacoalcos estuary during the dry, rainy and windy season was estimated. In 81% of fish samples the sequence of Hg accumulation was liver>muscle>gills; in bivalves only the soft tissue was analyzed. The highest concentration of Hg in fishes corresponded to the muscle ($1.00 \mu\text{g g}^{-1}$ dry weight) of *Ictalurus punctatus* in the windy season and in the liver ($0.85 \mu\text{g g}^{-1}$) of *Trichurus nitens* during the dry season. In bivalves, average Hg concentrations ranged from 0.09 to $0.18 \mu\text{g g}^{-1}$ in *Polymesoda caroliniana*. Regarding fishes, seasonal variation of Hg concentrations was dry>rainy>windy; in bivalves, the trend was rainy>dry>windy. According to the results of the enrichment factor (EF), the sediments of the estuary can be classified from moderately contaminated (EF range of 1.10 to 8.7) to contaminated (EF range of 11.29 to 68.35); similarly; from the geochemical index (Igeo), the sediments of Coatzacoalcos estuary can be rated from moderately (Igeo= 3) to strongly (Igeo=4) contaminated. On the basis of both classifications, sampling sites near to the mouth of the system showed higher Hg levels during the dry and rainy seasons; contrastingly, during the windy season elevated Hg levels were detected upstream (Minatitlán, EF= 43.19, Igeo= 4.07). In fishes, the biota-sediment accumulation factor (BSAF) ranged from 0.49 during the dry season to 43.45 during the windy season in *Gobiomorus polylepis*. In bivalves, BSAF values went from 0.90 to 3.84 in the clam *P. caroliniana*. Levels of Hg in analyzed tissues of studied organisms were below maximum permissible levels considered in the Mexican law (NOM-027 y 031 SSA1).

INDICE GENERAL

Índice de Tablas	vi
Índice de Figuras	viii
1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1 Generalidades	3
2.2. Mercurio	3
2.3 Estudios de mercurio a nivel mundial	8
2.4 Estudios de mercurio en México	12
2.4.1 Estudios en agua	12
2.4.2 Estudios en organismos	14
2.5 Estudios de mercurio realizados en el Río Coatzacoalcos, Veracruz	17
2.6 Dinámica de los contaminantes en el medio costero y normatividad	18
3. Objetivos	22
3.1 Objetivo general	22
3.2 Objetivos particulares	22
4. Hipótesis	23
5. Área de estudio	24
5.1 Clima	26
5.2 Hidrografía	26
5.3 Fauna	27
5.4 Características de la zona	27
6. Métodos	29
6.1 Trabajo de campo	29
6.2 Preparación de material del laboratorio	29
6.3. Biota	29
6.4 Sedimentos	32
6.4.1 Granulometría y clasificación textural	34
6.4.2 Carbonatos y materia orgánica	35

6.5	Análisis de mercurio y aluminio	37
6.6	Precisión y exactitud del método	37
6.7	Procesamiento de la información	38
6.8	Niveles de exposición y límite de consumo	42
7.	Resultados y discusión	43
7.1	Concentración de Hg en el tejido blando de los moluscos bivalvos	43
7.2	Variación estacional de los niveles de Hg en los moluscos bivalvos	45
7.3.	Distribución de Hg en músculo, branquias e hígado de peces durante el periodo de mayo-2005 a enero 2006.	47
7.4.	Variación estacional de los niveles de Hg en los peces estudiados analizados	51
7.4.1	Temporada cálida (mayo 005)	51
7.4.2	Temporada de lluvias (septiembre 2005)	53
7.4.3	Temporada de nortes (enero 2006)	54
7.5	Variación estacional en especies estudiados en las tres temporadas	56
7.6	Relación hígado:músculo	59
7.7	Granulometría de los sedimentos superficiales y su variación estacional	62
7.7.1	Variación estacional de la materia orgánica y de los carbonatos	67
7.8	Correlación del tamaño de grano con los contenidos de materia orgánica y carbonatos	68
7.9	Correlación entre parámetros físico químicos y texturales con la concentración de Hg	70
7.10	Variación estacional del mercurio	73
7.11	Factor de enriquecimiento e índice de geoacumulación	77
7.12	Factor de acumulación biota-sedimento	83
7.13	Comparación de los valores de Hg en la biota con la legislación aplicable vigente	87
7.14.	Normatividad aplicable para los sedimentos.	90
8.	Conclusiones	96
9.	Literatura cita	98

Anexos

Anexo 1. Normatividad de Hg en México	a
Anexo 2. Descripción de la industria en Coatzacoalcos	c
Anexo 3. Emisiones de sustancias por establecimiento. Agua, aire y suelo. Año 2004	f
Anexo 4. Niveles de Hg en organismos provenientes del Golfo de México	g

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Cuerpos contaminados con Hg	2
Tabla 2. Niveles máximos permisibles de mercurio en productos pesqueros para consumo humano de acuerdo a las diferentes normas internacionales	19
Tabla 3. Coordenadas de la estaciones de muestreo de los sedimentos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos en el periodo 2005-2006	30
Tabla 4. Nombre científico y lugar de captura de las especies recolectadas en el estuario del río Coatzacoalcos en el periodo 2005-2006.	31
Tabla 5. Resumen de factores de normalización (UNEP, 1995)	39
Tabla 6. Niveles de referencia de algunos metales en la corteza terrestre	39
Tabla 7. Clases de factores de enriquecimiento de metales pesados	40
Tabla 8. Clasificación de dos parámetros: clase de índice de geoacumulación y grado de contaminación	41
Tabla 9. Información biológica de los moluscos bivalvos recolectados en el río Coatzacoalcos	44
Tabla 10. Niveles de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$) en moluscos bivalvos provenientes de las inmediaciones del río Coatzacoalcos, Veracruz	44
Tabla 11. Información biológica de los peces colectados en el estuario de Coatzacoalcos (Golfo de México)	48
Tabla 12. Concentraciones de Hg (en base a peso seco) en peces provenientes del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz	49
Tabla 13. Concentraciones de mercurio (base peso seco) en los diferentes tejidos de los peces recolectados en el primer muestreo, temporada cálida	52
Tabla 14. Concentraciones de mercurio (base peso seco) en los diferentes tejidos de los peces recolectados en el segundo muestreo, temporada de lluvias	53
Tabla 15. Concentraciones de mercurio en los diferentes tejidos de los peces recolectados en la temporada de nortes	55
Tabla 16. Niveles de mercurio (en base peso seco) en <i>Centropomus viridis</i> durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos	57
Tabla 17. Niveles de mercurio (en base peso seco) en <i>Gobiomorus polylepis</i>	57

durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos	
Tabla 18. Relación hígado:músculo de los organismos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos	60
Tabla 19. Parámetros fisicoquímicos y texturales de los sedimento superficiales del río Coatzacoalcos para las tres temporadas climáticas	63
Tabla 20. Coeficiente de correlación entre los factores fisicoquímicos y las concentraciones de mercurio determinados en sedimentos superficial del río Coatzacoalcos .	72
Tabla 21. Estaciones que tuvieron altas concentraciones de Hg en el sedimento	73
Tabla 22. Comparación de los niveles de mercurio en sedimentos de diferentes sitios	76
Tabla 23. Factores de enriquecimiento en sedimento superficial del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz	78
Tabla 24. Índices de geoacumulación (Igeo) en sedimento superficial del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz	80
Tabla 25. Factor de acumulación biota-sedimento (BASF) en organismos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos, durante las temporadas de estudio	84
Tabla 26. Porcentaje de ingesta semanal (PWI) de mercurio para los organismos analizados en las tres temporadas de estudio	89
Tabla 27. Niveles guía de calidad de sedimentos (en base a peso seco) de Hg.	91
Tabla 28. Límites permisibles de mercurio en función del uso de suelo	94
Tabla 29. Normatividad de mercurio en México	a
Tabla 30. Normas Oficiales Mexicanas para regular el uso de mercurio	b
Tabla 31. Emisiones de sustancias por establecimiento	f
Tabla 32. Peces con elevados niveles de mercurio	g
Tabla 33. Peces y mariscos con niveles bajos de mercurio	g
Tabla 34. Niveles de mercurio en otros peces y mariscos	h

INDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Ciclo del mercurio en los distintos medios aire, agua y sedimentos.	5
Fig. 2. Localización de las estaciones de muestreo en el estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz	25
Fig. 3. Procedimiento llevado a cabo para el lavado de material	30
Fig. 4. Diagrama metodológico para los análisis de mercurio total en biota y sedimento superficial, recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz	33
Fig. 5 Concentraciones de Hg en los moluscos bivalvos recolectados en el primer muestreo correspondiente a la temporada cálida (Mayo, 2005)	44
Fig. 6. Concentración de mercurio en <i>Polymesoda caroliniana</i> de la estación E-04 (Bifurcación Calzadas/Coatzacoalcos) en las tres temporadas de estudio	45
Fig 7. Niveles de mercurio en tejidos de las especies provenientes del estuario del río Coatzacoalcos	50
Fig.8. Niveles de mercurio en <i>Centropomus viridis</i> provenientes de la laguna del Ostión y el río Calzadas	54
Fig. 9. Niveles de Hg en <i>Gerres cinereus</i> proveniente de la Laguna del Ostión y del Río Uxpanana	54
Fig. 10. Concentración de mercurio en diferentes tejidos de peces provenientes del río Coatzacoalcos durante la temporada de nortes	56
Fig. 11. Niveles de mercurio en Róbalo (<i>Centropomus viridis</i>) durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos	58
Fig. 12. Niveles de mercurio en huavina (<i>G. polylepsis</i>) durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos	58
Fig. 13. Relación hígado:músculo en las distintas especies durante las tres temporadas de estudio	62
Fig. 14. Triángulo de Sheppard (1954) que muestra la clasificación textural de los sedimentos durante las tres temporadas de estudio	64
Fig. 15. Composición textural del sedimentos correspondientes a las tres temporadas.	65

Fig. 16. Variación estacional de la materia orgánica durante las tres temporadas de estudio	67
Fig. 17. Correlación entre carbón orgánico y materia orgánica con distintos tamaños de grano. A) Correlación entre % de materia orgánica y % de lodos, B) Correlación entre % de carbonatos y % de arenas.	69
Fig. 18 Correlación entre el % de Al y % de lodos durante las tres temporadas de estudio.	71
Fig. 19. Correlación entre el % de Al y concentración de mercurio durante las tres temporadas de estudio	71
Fig. 20 Variación estacional de las concentraciones de mercurio en sedimento superficial	74
Fig. 21. Variación de mercurio en muestras de sedimento superficial provenientes del río Coatzacoalcos.	76
Fig. 22. Factor de enriquecimiento de los sedimentos recolectados en las distintas temporadas	79
Fig. 23. Índice de geoacumulación (Igeo) de los sedimentos recolectados en las distintas temporadas	81
Fig. 24. Factores de acumulación biota-sedimento (BASF) correspondientes a peces recolectados durante las temporadas de estudio en el río Coatzacoalcos	85
Fig. 25. Factores de acumulación biota-sedimento (BASF) correspondientes a <i>Polymesoda caroliniana</i> recolectada en la Bifurcación Calzada/Coatzacoalcos (E-04)	85
Fig. 26. Niveles guía de calidad de sedimentos y cociente de ERM	92

1. INTRODUCCION

Las zonas costeras, incluyendo bahías, desembocaduras de ríos, estuarios y lagunas, constituyen uno de los principales recursos naturales de las naciones ribereñas (Botello *et al.*, 1996). Tales zonas desempeñan un papel muy importante en el desarrollo económico y social de las regiones costeras, por su potencial en la producción de alimentos (pesquerías y acuicultura), transporte, construcción y administración de puertos, industria y el crecimiento de polos de expansión urbana y recreativa. El acelerado aumento de las actividades humanas y su necesidad de utilizar y explotar los recursos de los ecosistemas costeros, han llevado a la alteración de los componentes que mantienen el desempeño natural del ambiente (Albert y Benítez, 1996; Kennish, 1997). Dada la cercanía de los estuarios con los asentamientos humanos, son las primeras zonas acuáticas que sucumben a los abusos del hombre, mucho antes de que el océano abierto presente un grado de contaminación. Los graves problemas de la contaminación costera se manifestaron primero sobre naciones muy industrializadas y con concentraciones considerables a lo largo de la costa (Botello y Páez-Osuna, 1987), haciendo difícil de documentar y concretar la situación de la contaminación en estas zonas (Beltrán *et al.*, 2005). Como resultado de lo anterior, en algunas regiones, no se encuentre disponible toda la información cuantitativa, solamente existe información en algunas zonas críticas, donde altos niveles de contaminación por metales se han reportado en sedimentos y organismos marinos (Mac Donald *et al.*, 1992; UNEP, 2002).

Adicionalmente, se detectó que en las zonas costeras cercanas a actividades petrolíferas -litoral de Santo Domingo en República Dominicana y la bahía de Pozuelo en Venezuela- donde se asientan complejos petroquímicos, existe presencia de niveles significativos de metales en los sedimentos, en particular el plomo y en menor cantidad el vanadio, níquel, zinc y mercurio (GEF/PNUD/PNUMA, 1998).

Aún en las estimaciones más conservadoras, el número de sitios contaminados, asciende a varios miles de lugares cuyo riesgo potencial es desconocido. De acuerdo con datos publicados por el INEGI (2001), la superficie de suelo degradado por causas de contaminación en 1999 fue de 25,967 km². Dentro de los contaminantes

que se consideran prioritarios en México debido a su alta toxicidad y a su persistencia en el ambiente, se encuentran los siguientes: dioxinas, furanos, hexaclorobenceno, bifenilos policlorados (BPCs), plaguicidas organoclorados, mercurio, plomo, cromo, cadmio, compuestos tóxicos atmosféricos e hidrocarburos poliaromáticos (HPAs) (INEGI, 2005).

En la región costera del Golfo de México y la Cuenca del Gran Caribe, se revelan altas concentraciones de mercurio en las matrices de agua, sedimentos y organismos (moluscos, crustáceos y peces) en lagunas y ríos de los estados costeros (Veracruz y Tabasco), debido al incremento de las actividades industriales aledañas a la costa del golfo de México.

Tabla 1. Cuerpos contaminados con Hg.

Cuerpos de agua contaminados con Hg	
Río San Juan, Querétaro	Río San Pedro, Bacanuchi, Sonora(*)
Río Tula, Tepeji, El Salto y Alfajayucan, Hgo.	Río Hardy, B.C.
Río Salado, Coahuila	Sistema Lerma-Santiago
Río San Juan, Coahuila, N.L., Tamaulipas	Laguna Atasta, Campeche
Río Coatzacoalcos, Veracruz	Lagunas de Tampamachopo, Mandinga y Pajaritos, Veracruz

La industria petroquímica en México se ha desarrollado aceleradamente, generando diversos satisfactores económicos. Sin embargo, su expansión y desarrollo también ha dado origen a graves problemas ambientales, derivados de emergencias ambientales, con graves repercusiones a la salud de la población y al equilibrio ecológico de los ecosistemas (INE 2005). Uno de los estados con mayor incidencia de sitios contaminados por actividades petroleras es Veracruz. De acuerdo con información de PEMEX, dos de los lugares más contaminados por hidrocarburos a nivel nacional son las zonas aledañas a la refinería "Lázaro Cárdenas" y el pantano de "Santa Alejandrina", ambos ubicados en el sureste de México.

2. ANTECEDENTES

2.1 GENERALIDADES

La comunidad científica mundial ha demostrado que en regiones industrializadas en el mundo, el mercurio arrojado al ambiente se ha incrementado entre dos y cinco veces con respecto a los inicios del periodo industrial, aproximadamente hace 100-150 años (Nriagu y Pacyna, 1988; Nriagu, 1989; Rada *et al.*, 1989; Lindqvist, 1991; Nater y Grigal, 1992; Slemr y Langer, 1992; Swain *et al.*, 1992; Mason *et al.*, 1994; Hudson *et al.*, 1995; Lucotte *et al.*, 1995; Fitzgerald *et al.*, 1998; Landers *et al.*, 1998). Por ejemplo la liberación de mercurio al ambiente dentro del territorio nacional, incluyen los residuos sólidos urbanos, y dentro de ellos se incluyen dispositivos y equipos diversos (i.e. lámparas) que contienen mercurio, de estas aproximadamente 7 ton año^{-1} de Hg se desechan; alrededor de 7 kg año^{-1} de Hg es liberado al ambiente por cada 100, 000 habitantes, 1 ton año^{-1} de mercurio es emitido al aire y alrededor de 8 ton año de Hg se pierden (Acosta y Asociados 2000).

Es difícil distinguir cuánto del Hg acumulado en el medio acuático, incluyendo los organismos, proviene de las concentraciones naturales preexistentes o del reservorio global (que incluye el mercurio emitido por otros países en el mundo); sin embargo, lo que se sabe es que el consumo de peces domina las vías de exposición de los humanos (FDA, 2001) y, de acuerdo a estudios previos, existe un vínculo estrecho entre las liberaciones antropogénicas de mercurio desde fuentes industriales y las concentraciones presentes en peces comestibles.

2.2 MERCURIO

Las fuentes de mercurio más importantes en los sistemas acuáticos son: 1) depósito atmosférico, 2) erosión, 3) descargas urbanas, 4) materiales de la agricultura, 5) explotación minera, y 6) combustión y descargas industriales (Wang *et al.*, 2004). La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que alrededor de $10,000 \text{ ton año}^{-1}$ de mercurio son lanzados al ambiente (Gilbert y Grant-Webster, 1995) y aproximadamente el 50% de éste alcanza el océano por procesos naturales de intemperismo (Denton y

Breck, 1981), siendo el depósito atmosférico el principal mecanismo de transportación del mercurio a la superficie del agua (Rolfhus y Fitzgerald, 1995).

La distribución y ciclaje del mercurio entre la parte biótica y abiótica dentro de los ecosistemas acuáticos, es esencial para entender los factores que gobiernan la biodisponibilidad de este contaminante y su asimilación en las aguas. De la mayoría de los metales, el mercurio es relativamente el que tiene un tiempo de residencia mayor en la atmósfera. Como resultado, el mercurio es movilizado y dispersado a través de la atmósfera. El ciclo acuático del mercurio es fuertemente afectado por los procesos de intercambio entre la interfase aire y agua. El mercurio puede presentarse como un constituyente disuelto en el agua, concentrado en la microcapa de la interfase aire-agua, unido al plancton y al detritus suspendido, y también puede estar presente en el fondo de los sedimentos y bentos (Fig 1) (U.S. EPA, 1999).

En la columna de agua, la toxicidad del mercurio es afectada por la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y dureza del agua (Boening, 2000). El mercurio es biogeoquímicamente activo en aguas naturales, y por sus características, le confiere múltiples rutas y reacciones disponibles para la interconversión de especies de mercurio disueltas (Fitzgerald, 1989; Andren y Nriagu, 1989). Las tres especies, o estados de oxidación, de mercurio prevaletentes en el medio acuático son: Hg^0 – mercurio elemental o metálico, Hg_2^{+2} – mercurio en forma divalente, Hg^{+2} – mercurio II, ion mercurio, ion divalente (Penedo de Pinho *et al.*, 2001; Fitzgerald, 1989; Andren y Nriagu, 1989).

En aguas oxigenadas que soportan la vida de organismos, el mercurio en su forma Hg^{+2} generalmente es el que domina y es rápidamente removido por medio de los sólidos suspendidos y del fondo de los sedimentos, mediante la unión con detritus orgánico, y mediante la asimilación biótica (por la acción de bacterias pseudomonas en un proceso anaeróbico y eventualmente se sedimentan). Las especies de mercurio forman compuestos tanto inorgánicos (p.e. $HgCl_2$) como orgánicos (p.e. metilmercurio- CH_3Hg^+ y dimetilmercurio $(CH_3)_2Hg$). Las formas orgánicas, como el metilmercurio, presenta una vida media biológica más larga que la del mercurio inorgánico; la vida-media del metilmercurio oscila entre 1.5 y 2 años (Ruohtula y Miettinen, 1971).

Cuando el mercurio es ingerido por las de bacterias pseudomonas, un átomo de carbono se adhiere a un átomo de mercurio, cambiando sus propiedades y una vez efectuada la conversión bacteriana (en aguas continentales o litorales, la metilación aeróbica del mercurio es llevada a cabo por organismos y bacterias por medio del complejo homocisteína-Hg en los procesos celulares que normalmente producen metionina, o por metilación anaeróbica de bacterias metanogénicas o por derivados de metilcobalamina, (Ochiai, 1985), el MeHg entra en la cadena alimentaria (biomagnificación) de las especies consumidoras, especialmente en la cadena alimentaria acuática (peces y mamíferos marinos), habiéndose observado en ciertas especies la tendencia a la bioacumulación (García-Delgado *et al.*, 1994; Fitzgerald y Mason, 1996; Wheeler, 1996; Storelli *et al.*, 1998; Serrano, 2002).

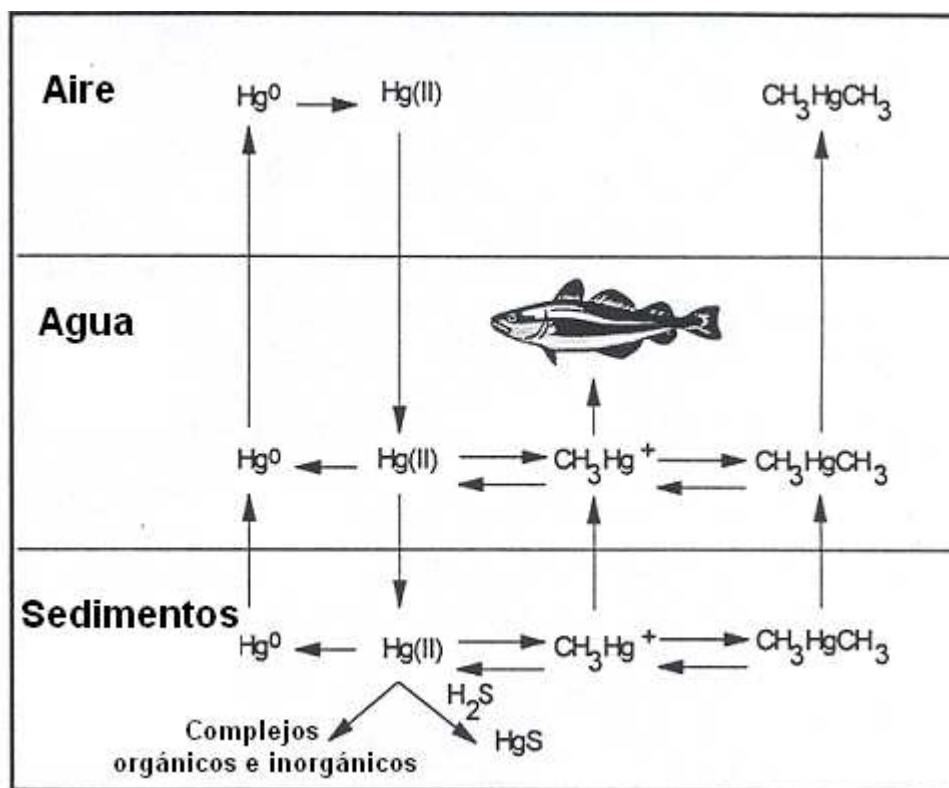


Figura 1. Ciclo del mercurio en los distintos medios aire, agua y sedimentos (Fitzgerald, 1989; Andren y Nriagu, 1989).

La bioacumulación es el proceso que causa un incremento en la concentración de una sustancia química en un organismo acuático, comparado con la correspondiente en agua, debido a la captura que incluye a todas las rutas de exposición i.e. la absorción desde los alimentos digeridos, transporte a través de la superficie respiratoria y absorción dérmica (Mackay y Fraser, 2000). La biomagnificación es la tendencia de los contaminantes a concentrarse en niveles tróficos sucesivos. El primer paso para la biomagnificación se presenta cuando un contaminante que se asemeja químicamente a nutrientes inorgánicos esenciales entra en el ambiente, ya que es entonces incorporado y almacenado “por error” en los consumidores primarios, los cuales concentran dichos contaminantes a niveles superiores a los encontrados en el ambiente que los rodea. La segunda etapa se presenta cuando dicho organismo se convierte en alimento de un consumidor secundario, el cual a su vez incorpora el contaminante acumulado en la biomasa del productor (Picazo-Sánchez y Fernández-Vozmediano, 2002). Así, los contaminantes son adquiridos a través de los productores y se mueven a la grasa de los consumidores. Si el consumidor es capturado y comido, su grasa es digerida y el contaminante se traslada a la grasa del nuevo consumidor, provocando un aumento progresivo en la concentración del contaminante en los tejidos grasos del consumidor subsecuente (Gochfeld, 2003).

El hígado es el principal sitio de la biotransformación del mercurio, transforma compuestos nocivos en metabolitos que son excretados directamente en la bilis para continuar la desintoxicación. Una vez que el componente es excretado en la bilis y entra al intestino delgado, puede ser reabsorbido en el intestino o eliminado en las heces. Sin embargo, el metilmercurio es reabsorbido en un proceso llamado recirculación enterohepática (Gordon y Skett, 1986). Cuando el metilmercurio entra a este ciclo enterohepático el resultado final es que el mercurio es retenido por el organismo y tiene un incremento sustancial de su vida media. Si la concentración del mercurio orgánico es mayor, el metabolismo puede provocar una prolongación de la actividad tóxica del mercurio (Gordon y Skett, 1986).

Usualmente los contaminantes solubles en agua no pueden biomagnificarse de esta manera debido a que se disuelven en los fluidos corporales del consumidor y ya que los organismos pierden agua, los contaminantes se pierden también. Así, para que haya biomagnificación, el contaminante debe presentar tres condiciones: 1) tener una larga vida, 2) ser concentrado por los productores y 3) ser soluble en grasa (Picazo-Sánchez y Fernández-Vozmediano, 2002). En el medio acuático los metales pueden ser captados por dos vías: 1) directamente del agua como sustancias disueltas y 2) a través del tubo digestivo con el alimento absorbido. En particular los metales pesados tienen la capacidad de formar complejos con la materia orgánica. Este fenómeno es tal vez uno de los problemas más graves que los metales pesados presentan como contaminantes del medio acuático (Mandelli, 1979). En general, los metales pesados se caracterizan por su gran afinidad por el azufre; por esta razón inactivan las enzimas ya que se unen a los grupos sulfidrilos (-SH), también se enlazan a los grupos carboxilos (-COOH) y aminos (-NH₂) de las proteínas. Por ejemplo el cadmio, cobre, mercurio, plata, plomo y zinc inhiben la acción de varias enzimas al formar enlaces covalentes con los residuos de aminoácidos del sitio activo (Jackim, 1974). Entre las enzimas cuya actividad es alterada por la exposición a los metales pesados, destaca la Na-K-ATPasa branquial (Hansen *et al.*, 1992; Pequeux, 1995) así como lactato deshidrogenasa, las lipasas, amilasas y proteasas del hepatopáncreas de los crustáceos, de la glándula digestiva de los moluscos y el hígado de los peces (Reddy y Fingerman, 1994). Algunos metales inhiben los procesos de transporte a través de las membranas celulares al unirse a éstas, como el cadmio, cobre, plomo y mercurio (Manahan, 1983). Se ha mencionado que los peces tienen la capacidad de aclimatarse a los metales pesados, cuando se exponen a cantidades crecientes de estos contaminantes (Addison, 1988). La tolerancia de diferentes especies a los metales pesados está determinada en gran medida, por la tasa de absorción, aunque muchos factores pueden influir en la penetración de estos contaminantes.

2.3 ESTUDIOS DE MERCURIO A NIVEL MUNDIAL

Históricamente, las plantas químicas han sido la mayor fuente de contaminación de mercurio (Yagolnizer *et al.*, 1995). Un ejemplo de liberación directa de compuestos orgánicos de mercurio es el caso de envenenamiento por metilmercurio en Minamata, Japón en los años 50, provocado por el vertimiento de subproductos orgánicos del mercurio resultado de la producción industrial de acetaldehído en los periodos de 1953 y 1960 (Sanger, 1991; Kudo y Turner, 1999; PNUMA, 2002) y en el cual 22652 personas fueron afectadas, 1435 murieron (Watts, 2001) mientras que el resto sufrió daños permanentes. En este tipo de accidentes quedó demostrada la clara relación entre los consumidores de pescado y los afectados por la enfermedad, así como la localización del problema ya que el pescado era el principal aporte proteico en esta zona (Vromm y Creer, 1972; Solomon, 1981).

Carstensen y Poulsen (1973) analizaron mercurio en muestras de sangre y cabello de nueve personas en Groenlandia. Las concentraciones en sangre se encontraron en un intervalo de 35 a 85 $\mu\text{g L}^{-1}$, con valor medio de 56 $\mu\text{g L}^{-1}$, las concentraciones en cabello fueron de 13.4 a 38.8 $\mu\text{g g}^{-1}$, con valor medio de 26.6 $\mu\text{g g}^{-1}$. Después, Hansen y Nygaard (1974) informaron concentraciones de Hg de 105 a 92 $\mu\text{g L}^{-1}$ en sangre de 25 personas de Upernavik y Sukkertoppen, Groenlandia. Se encontró que el factor determinante de la exposición de mercurio, es la ingesta diaria de carne de mamíferos marinos (Hansen, 1990). Johansen (1981), demostró que el 70% del Hg contenido en la carne de focas y ballenas se encontraba en forma metilada, lo cual significa que la exposición principal es de metilmercurio.

En Irak hubo un caso de envenenamiento durante el invierno de 1971-1972, debido a que las semillas de trigo utilizado para preparar pan habían sido tratadas con recubrimiento fitosanitario a base de compuestos inorgánicos de mercurio (Amin-Zaky *et al.*, 1978; PNUMA, 2002). El análisis de la harina que se empleó, permitió estimar que cada hogaza de pan contenía alrededor de 1.4 mg de mercurio; fueron más de 6 mil los envenenados y 500 las muertes declaradas (Amin-Zaky *et al.*, 1978).

Ríos contaminados por Hg alcanzan desde 20 mg Hg kg⁻¹ para el río Elba de Alemania (concentración máxima de 157 mg Hg kg⁻¹, Wilken *et al.*, 1990), a 157 mg Hg kg⁻¹ en el río Madeira de Brasil, 228 mg kg⁻¹ en Monte Amiata de Italia, entre 100-1000 mg Hg kg⁻¹ aguas abajo de la mina de Idria, Eslovenia y hasta 6000 mg kg⁻¹ en Suplja Stena en el Monte Avala cerca de Belgrado, Yugoslavia (Förstner y Wittman 1979).

En la zona donde viven los Tapajós, una de las más grandes tribus en el río Amazonas, se presenta elevadas concentraciones de mercurio en agua, sedimento superficial, y peces (Roulet *et al.*, 2000). Se cree que las actividades como construcción de caminos, descargas domésticas, minería, agricultura, y otras actividades que se han incrementado en esta área desde los años 60, son las responsables del problema de contaminación de mercurio (Kohlheep, 1984).

Boudou y Ribeyre (1985) estudiaron la contaminación por mercurio de la trucha *Salmo gairdneri* en condiciones experimentales, mostrando un patrón específico de bioacumulación y transferencia de los compuestos HgCl₂ y CH₃HgCl. En el pez estudiado, la pared digestiva representa una estructura biológica permeable, la cual permite que se transmita el metilmercurio hacia todos los órganos posibles (hígado, cerebro, músculo, intestino, sangre). En contraste, los compuestos de mercurio inorgánico tienen un sitio preferencial de acumulación (intestino), reduciendo substancialmente la transferencia hacia otros órganos del pez. Se concluye que dependiendo de la forma química del mercurio será el grado de transferencia del elemento hasta el sistema circulatorio y los órganos.

May *et al.* (1986) midieron la relación de Hg inorgánico/MeHg en diferentes organismos de ciertos niveles de la cadena trófica del Mar Báltico, encontrado lo siguiente: los más altos porcentajes de mercurio inorgánico y los más bajos porcentajes de metilmercurio fueron para algas (84.7% y 85.7% de Hg inorgánico y 14.3-15.3% de MeHg); los mejillones mostraron porcentajes bajos de Hg inorgánico (44.4-79.9%) pero altos de MeHg (20.1-55.0%); todas las muestras de peces mostraron bajos porcentajes de Hg

inorgánico(1-26.0%) y como se esperaba altos porcentajes de MeHg (73.1-99%). La relación de MeHg/Hg total encontrada en peces aún de diferentes especies fue aproximadamente constante (1:3).

Barghigiani *et al.* (1991) evaluaron los niveles de Hg en diversas especies de peces comestibles (*Merluccius merluccius*, *Eledone cirrosa*, *Trisopterus minutus*, *Nephrops norvegicus*, *Solea vulgaris* y *Lepidorhombus bosci*) recolectadas en el mar Tirreno. Con excepción de *E. cirrosa*, los niveles de Hg se incrementaron en función de la talla de los peces.

Bidone *et al.* (1997) midieron las concentraciones de mercurio en 15 especies de peces (9 carnívoros y 6 no carnívoros) en la porción brasileña del Amazonas con la finalidad de evaluar el grado de exposición del hombre al mercurio a través del consumo de peces. De los organismos analizados, la concentración media de mercurio en las especies carnívoras fue de 420 ng kg⁻¹ y de las especies no carnívoras fue de 62 ng kg⁻¹, siendo los peces *Hydrolycus scomberoides* (690 ng kg⁻¹) y *Hoplias sp.* (620 ng kg⁻¹) los que tuvieron niveles de mercurio mayores a 500 ng kg⁻¹, que se considera el nivel máximo permisible en pescado fresco para el consumo humano de acuerdo a la legislación de Brasil.

El polígono de Baikal, una región muy industrializada en Siberia, presenta un serio problema de contaminación por mercurio (Yagolnizer *et al.*, 1995). En esta región antes de 1998, una planta química usaba cátodos de mercurio que descargaban las aguas residuales altamente contaminadas con este elemento hacia los sistemas acuáticos adyacentes. La máxima concentración de mercurio detectada en los efluentes fue de 0.05 mg L⁻¹, aún después del saneamiento (Koval *et al.*, 1999).

Méndez *et al.*, (2001) midieron el contenido total de Hg en peces espada (*Xiphias gladius*) capturados en el suroeste del océano Atlántico, en los cuales se hallaron valores desde 0.4 µg g⁻¹ hasta 2.21µg g⁻¹, observando que las concentraciones más altas correspondieron a los organismos mayores de 100 kg.

Mormede y Davies (2001) determinaron los niveles de algunos metales (Cd, Co, Pb, Zn, Hg), en el músculo de peces demersales (*Nezumia aequalis*, *Lepidion seques* y *Raja fyllae*) en Escocia, informando concentraciones de mercurio de $3.91 \mu\text{g g}^{-1}$, por lo que superan los límites de toxicidad para el consumo humano ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$), propuesto por los “Estándares Dietéticos y Lineamientos Europeos” de Escocia.

Storelli y Marcotrigiano (2002) determinaron los niveles de Hg total, MeHg y selenio en tejidos de hígado de una especie de tiburón (*Galeus melastomus*) proveniente de diversas zonas del Mediterráneo; el Hg total varió de 0.04 a 4.09 mg Kg^{-1} peso húmedo; el MeHg fluctuó entre 0.02 y 1.89 mg Kg^{-1} peso húmedo. Los autores concluyeron que los niveles de MeHg fueron bajos debido a la continua actividad metabólica de este órgano, siendo la especie inorgánica de Hg la que predominó, tendencia que refleja, según los autores, procesos de desmetilación en el hígado.

Al-Saleh y Al-Doush (2002) estudiaron la concentración de Hg en varias especies recolectadas en las costas de Arabia Saudita. Las especies estudiadas fueron: camarón *Penaeus semisulcatus* ($0.012\text{-}0.039 \mu\text{g g}^{-1}$), pez emperador *Lethrinus miniatus* ($0.052\text{-}0.059 \mu\text{g g}^{-1}$), *Epinephelus tauvina* ($0.029\text{-}0.111 \mu\text{g g}^{-1}$), *Siganus canaliculatus* ($0.001\text{-}0.006 \mu\text{g g}^{-1}$) y *Acanthoparagus bifasciatus* ($0.038\text{-}0.198 \mu\text{g g}^{-1}$), las concentraciones obtenidas no exceden los límites permisibles propuestos por la Legislación de Arabia Saudita y US FDA ($1 \mu\text{g g}^{-1}$) y se encuentran por debajo del límite máximo permisible establecido por legislaciones de Japón y Brasil (0.4 y $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo).

Douglas y Graves (2002) realizaron una comparación de la concentración de mercurio en diferentes especies de peces del lago Indian y en el estuario de la Bahía de Florida, USA. Los resultados reflejaron una mayor concentración de mercurio en los organismos del estuario de la Bahía de Florida, que en los del lago, los cuales excedieron los límites permisibles propuestos por la US FDA ($1 \mu\text{g g}^{-1}$).

Sanz-Landaluze *et al.* (2004) determinaron niveles de Hg total y MeHg en sedimentos y tejidos de hígado de peces (*Chelon labrosus*) en el Estuario de Nerbioi-Ibaizabal, España; el Hg total en sedimentos varió entre 0.97 y $5.73 \mu\text{g g}^{-1}$ y el MeHg estuvo entre

26.2 a 80.1 ng g⁻¹, mientras que en peces los valores de MeHg fluctuaron entre 8.6 y 91.0 ng g⁻¹. Los niveles de MeHg encontrados en ecosistemas similares son generalmente superiores (50-200 ng g⁻¹).

Monitoreos ambientales recientes en los Estados Unidos, indican que aproximadamente el 8% de las mujeres en edad de embarazo han estado expuestas a niveles de metilmercurio que exceden la dosis de referencia de la USEPA (Schober *et al.*, 2003). La USEPA recomienda como límite de consumo humano, 6 onzas (0.170 kg) de tejido comestible por semana de peces de agua dulce que son capturados en Estados que no están clasificados de alto riesgo.

El estudio más reciente de mercurio y metilmercurio en especies comerciales de peces, donde incluyeron tanto alimento procesado, como fresco y congelado, fue realizado por la FAO (2004) comprendiendo el periodo de 1990-2003. Las especies con mayor concentración de mercurio fueron el pez espada (598 muestras), caballa (213 muestras), tiburón (324 muestras) y especies de la familia *Malacanthidae* (60 muestras), con máximos de 3.22, 1.67, 4.54 y 3.73 µg g⁻¹ de mercurio respectivamente. Los valores sobrepasaron el límite permisible respecto al Codex Alimentarius (1991) que establece 0.5 µg g⁻¹ de mercurio para peces no depredadores, y 1.0 µg g⁻¹ de mercurio para peces depredadores (FAO, 2001).

2.4 ESTUDIOS DE MERCURIO EN MEXICO

2.4.1 ESTUDIOS EN AGUA

En nuestro país los estudios relacionados con la presencia de Hg en el ambiente son escasos. Los resultados de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RNM) muestran niveles de mercurio en varios cuerpos de aguas superficiales, cercanos al límite máximo recomendado de 0.001 mg L⁻¹. Se han detectado niveles de mercurio entre 0.5 y 1.0 ug L⁻¹ en el río San Juan en Querétaro y en los ríos Tula, Tepeji, El Salto e Hidalgo y en el río Salado en Coahuila (Acosta-Ruiz, 2002).

En la cuenca del río Coatzacoalcos, en el estado de Veracruz, se detectaron niveles de mercurio entre 3.0 y 63.0 $\mu\text{g L}^{-1}$ en aguas superficiales y de 0.062 a 57.94 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos. También se encontraron niveles de mercurio entre 0.2 y 0.4 $\mu\text{g L}^{-1}$ en las aguas superficiales de las lagunas del Carmen, Machona y Mecoacan en Tabasco, en la laguna Atasta en Campeche y en las lagunas de Tampamachopo y Mandinga en Veracruz (Acosta, 2001).

Gutiérrez-Galindo *et al.*, (1988) estimaron la concentración de mercurio en la tilapia (*Tilapia mossambica*) y la almeja (*Corbicula fluminea*) recolectados en los canales de irrigación y los drenes del valle agrícola de Mexicali, con el fin de evaluar la contaminación por mercurio generada por la planta geotérmica Cerro Prieto, Baja California. Los niveles de mercurio en tilapia variaron de 0.01 a 0.14 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base en peso seco, mientras que la almeja presentó concentraciones de 0.01 a 0.32 $\mu\text{g g}^{-1}$. Ninguno de los organismos analizados excedieron el límite máximo permisible de 1.0 mg Kg^{-1} (US FDA).

En un estudio realizado por el CINVESTAV (1994), donde analizaron muestras de agua en cuatro ríos de la República para el periodo 1984-1994, en el cual, la normatividad de referencia fue la de Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua CE-CCA-001/89 y la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 para agua potable (agua superficial) donde la concentración límite señalada para mercurio total es de 0.001 mg L^{-1} . Este estudio aportó entre otras cosas, lo siguiente:

Fueron identificadas tres cuencas como contaminadas con mercurio: 1) la cuenca del río Coatzacoalcos, el cual fluye por más de 220 kilómetros desde Oaxaca hasta el Golfo de México, en Veracruz, rebasó la norma en 3 de 22 estaciones de muestreo (14%) y la concentración de mercurio excedió 380 veces la norma, con un valor máximo de 0.38 mg L^{-1} registrado en la estación de la laguna Pajaritos, 2) la cuenca del río San Juan que cubre partes de los estados norteros de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, hasta su desembocadura en el río Bravo en la frontera de México con los E.U. La concentración más alta de mercurio detectada fue de 11 $\mu\text{g L}^{-1}$; rebasando la norma de mercurio en 9 de las 28 estaciones de muestreo (32%); y 3) el sistema Lerma-Chapala-

Santiago, una de las cuencas más importantes del país que recibe las descargas de zonas industriales a su paso por varios estados hasta la presa Alzate en el Estado de México. En esta cuenca se han detectado niveles de mercurio de hasta $0.0021 \mu\text{g L}^{-1}$ (CINVESTAV, 1994; Acosta-Ruiz, 2002).

2.4.2 ESTUDIOS EN ORGANISMOS

El personal de PROFEPA (1995) cuantificó los niveles de Hg en hígado, riñón y bazo de diversas especies de delfines (*Delphinus capensis*, *Tursiops truncatus* y del género *Stenella*) durante un evento de mortandad de mamíferos y aves marinas en el alto Golfo de California; los niveles más elevados se presentaron en el riñón ($115 \mu\text{g g}^{-1}$). Asimismo, se concluyó que la causa más probable de la mortandad fue un trazador químico altamente tóxico por sus elevados niveles de cianuro.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2000) determinaron los niveles del mercurio en músculo, hígado y riñón de delfines tornillo (*Stenella longirostris*) en La Paz Baja California. En este estudio se encontraron los mayores niveles en el hígado, fluctuando en un intervalo de 20 a $105 \mu\text{g g}^{-1}$ y reflejó que las hembras acumularon mayores concentraciones que los machos para todos los tejidos analizados. Además se determinó una correlación positiva entre la concentración de Hg en el hígado y el peso de los organismos.

Velazco-González *et al.* (2001) determinaron la concentración de Hg en 84 muestras de atún y sardinas enlatadas mexicanas. Los resultados demostraron que el 36 % de las muestras de atún analizadas rebasaron el límite máximo permisible de 1.0 mg kg^{-1} de Hg en pescado, establecido por la US FDA.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2003) analizaron metilmercurio y mercurio total en cuatro ballenas grises *Eschrichtius robustus* y once delfines tornillo (*Stenella longirostris*) en tres tejidos (hígado, músculo y riñón). El orden decreciente de las concentraciones de mercurio total en los delfines fue, hígado ($61219 \pm 28641 \text{ ng g}^{-1}$) > riñón ($6959 \pm 1728 \text{ ng g}^{-1}$) > músculo ($1274 \pm 281 \text{ ng g}^{-1}$); mientras que para los valores medios de metilmercurio el orden fue hígado ($1004 \pm 350 \text{ ng g}^{-1}$) > músculo ($946 \pm 157 \text{ ng g}^{-1}$) >

riñón ($528 \pm 107 \text{ ng g}^{-1}$). En el caso de las ballenas grises las concentraciones encontradas fueron mayores en el riñón ($277 \pm 140 \text{ ng g}^{-1}$), seguidos del hígado ($185 \pm 82 \text{ ng g}^{-1}$) y del músculo ($145 \pm 82 \text{ ng g}^{-1}$); y el orden encontrado para el metilmercurio fue músculo ($109 \pm 40 \text{ ng g}^{-1}$) > riñón ($51 \pm 22 \text{ ng g}^{-1}$) > hígado ($42 \pm 34 \text{ ng g}^{-1}$). Los niveles de metilmercurio en este estudio fueron inferiores a los informados en otros estudios similares.

Monzalvo-Santos (2003) determinó la concentración de mercurio total en cuatro órganos de peces pelágicos (*Cherublemma emmelas* y *Zalieutes elater*) en el Golfo de California. Los niveles de concentración de mercurio en músculo de *Cherublemma emmelas* fueron de $0.70 \pm 0.21 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.5 \pm 0.19 \mu\text{g g}^{-1}$ para *Zalieutes eláter*. Los niveles de mercurio en ninguna de las especies presentaron valores mayores a los niveles máximos permisibles establecidos por la US FDA y la NOM-027-SSA-1-1993 ($1 \mu\text{g g}^{-1}$).

Ruelas-Inzunza *et al.* (2004) realizaron estudios sobre la distribución de mercurio en camarones peneidos adultos en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. El orden de concentración de mercurio en las cinco especies estudiadas fue: hepatopáncreas *Litopenaeus vannamei* > *Farfantepenaeus californiensis* > *L. stylirostris* > *F. brevirostris* > *Xiphopenaeus kroyeri* ($0.72, 0.62, 0.57, 0.35, 0.27 \text{ ng g}^{-1}$ respectivamente); músculo *L. stylirostris* > *F. brevirostris* > *L. vannamei* > *F. californiensis* = *X. kroyeri* ($0.30, 0.21, 0.20, 0.13, 0.13 \text{ ng g}^{-1}$ respectivamente) y exoesqueleto *F. brevirostris* > *F. californiensis* > *L. vannamei* > *L. stylirostris* > *X. kroyeri* ($0.14, 0.13, 0.09, 0.08, 0.06 \text{ ng g}^{-1}$ respectivamente). Los niveles promedio de mercurio fueron del mismo orden de magnitud que los encontrados en músculo de especímenes de África y del Pacífico Americano

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2005) analizaron mercurio de la porción comestible de peces y tiburones de dos lagunas costeras en las cuencas del Golfo de California, el sistema laguna Altata-Ensedada del Pabellón (AEP) y la Bahía de Guaymas (GUH). En general los niveles de concentración de Hg en las especies de AEP fueron mayores que

en la biota de GUH, lo cual indica que la zona de AEP es un área más impactada con Hg que GUH. En cuanto a los organismos, en AEP, el tiburón *Sphyrna lewini* y el chihuil *Galeichthys peruvianus* acumularon mayores concentraciones de mercurio que el resto de las especies. En GUH, el chihuil *Cathorops fuerthii* y el róbalo amarillo *Seriola lalandi* tuvieron las mayores concentraciones de mercurio. Se concluyó que la tendencia de concentración de mercurio en el músculo de la ictiofauna en ambos sitios fue carnívoros > no carnívoros, donde sólo un espécimen ($<2800 \text{ ng g}^{-1}$ peso seco) sobrepasó el máximo permisible en la porción comestible recomendada por la NOM-027-SSA1-1993. En cuanto a otros tejidos, las concentraciones de Hg estuvieron por debajo del límite permisible, excepto el hígado de *G. peruvianus* y las branquias de *L. colorado*.

Green-Ruíz *et al.* (2005) determinaron la concentración de mercurio en sedimentos superficiales, macroalgas y almejas provenientes de la Bahía de Guaymas, México, con un total de 20 muestras de sedimento superficial, de *Codium amplivesciculatum* (3), *Enteromorpha clathrata* (4), *Gracilaria subsecundata* (2), *Chione subrugosa* (80) y *Crassostrea gigas* (40). Las concentraciones de mercurio en sedimentos estuvieron en un intervalo de 0.3 a $2.3 \mu\text{g g}^{-1}$, mostrando las zonas central y norte los mayores niveles. Las macroalgas tuvieron un contenido de mercurio que oscilaba de 0.058 a $0.134 \mu\text{g g}^{-1}$, mientras la concentración promedio de este metal para las almejas y ostiones fue de 0.063 y $0.230 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. Los autores concluyeron que a pesar de ser un lugar cuyos sedimentos están altamente contaminados por mercurio, los niveles encontrados en los organismos no superan los límites máximos de ingesta por semana recomendada por la OMS ($5 \mu\text{g}$ de Hg por kg de peso corporal), y por tanto no constituyen un riesgo para la salud.

Ruelas-Inzunza *et al.*, (2007) determinaron la concentración de mercurio en diversos tejidos de avifauna migratoria y residente provenientes de la Laguna Altata-Ensenada del Pabellón, al sureste del Golfo de California. Las especies migratorias fueron agrupadas en 3 familias (*Anatidae*, *Rallidae*, y *Recurvirostridae*) y las aves nativas pertenecieron a 4 familias (*Ardeidae*, *Pelecanidae*, *Phalacrocoracidae*, y *Threski*

ornithidae). El mercurio fue determinado en muestras de vísceras, músculo, hígado, corazón y plumas. En las aves migratorias los niveles más elevados se encontraron en las plumas, mientras que en las especies nativas, los mayores niveles se encontraron en el hígado (con excepción de *P. chihi*), determinando que la dieta juega un papel importante en cuanto a la acumulación de mercurio. Comparando los niveles de mercurio en estudios en otras partes del mundo con especímenes similares, fueron inferiores a los encontrados en el atolón Midway (19.7 y 19.6 μg).

2.5 ESTUDIOS DE MERCURIO REALIZADOS EN EL RIO COATZACOALCOS, VERACRUZ

Para el caso particular de la zona del estuario del río Coatzacoalcos, el mercurio ha sido objeto de estudio desde hace más de 3 décadas, principalmente en aguas y sedimentos. Los primeros estudios datan de los años 70; en la columna de agua Halffter *et al.* (1973), Ibarra *et al.* (1973) y Ochoa *et al.* (1973), presentaron un intervalo de concentraciones de 3.0 a 63.0 $\mu\text{g L}^{-1}$. Báez *et al.* (1975 y 1976), encontraron valores comparables con respecto a los anteriores (0.10-75 $\mu\text{g L}^{-1}$). Estos datos sobrepasan el límite máximo permisible para aguas estuarinas que es de 0.02 $\mu\text{g L}^{-1}$ (SEDUE, 1990). Para los sedimentos, los estudios realizados por Ochoa *et al.* (1973) mostraron concentraciones dentro de un intervalo de 0.56 a 1.41 $\mu\text{g g}^{-1}$ y Báez *et al.* (1975) mostraron valores de 0.11 a 57.94 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Los estudios encaminados a conocer los niveles de mercurio en organismos en esta zona han sido escasos. Báez *et al.* (1975, 1976) estudiaron los valores de Hg en los moluscos bivalvos *Rangia cuneata* y *Rangia flexuosa* del río Coatzacoalcos y encontraron concentraciones que van de 0.43 a 2.13 $\mu\text{g g}^{-1}$ (peso seco). También se encontraron concentraciones altas en la jaiba *Callinectes rathbunae*, (de 0.17 a 2.02 $\mu\text{g g}^{-1}$) y en el langostino *Macrobrachium acanthurus* (de 0.80 a 1.83 $\mu\text{g g}^{-1}$). En este mismo estudio Báez *et al.* (1975, 1976) encontraron concentraciones altas en el pez ronco amarillo *Bairdiella ronchus*, principalmente en el músculo (3.59 $\mu\text{g g}^{-1}$), estómago (8.11 $\mu\text{g g}^{-1}$) e hígado (0.17 a 3.20 $\mu\text{g g}^{-1}$).

También se realizaron determinaciones de mercurio en sedimentos de lagunas y estuarios a lo largo del Golfo de México, las variaciones en las concentraciones se deben principalmente a la diferente composición edáfica (Syers *et al.*, 1974), se encontró que los niveles en el río Coatzacoalcos varían de un año a otro, dándose los valores más altos para 1984 con $51.27 \mu\text{g g}^{-1}$ (Pérez-Zapata *et al.*, 1984), esta concentración disminuye en 1986 a $0.125 \mu\text{g g}^{-1}$, incluso para los primeros estudios que se realizaron en el área en 1972 con intervalo de 0.585 a $1.41 \mu\text{g g}^{-1}$.

Villanueva y Páez-Osuna (1996) analizaron las concentraciones de Hg en agua, sedimentos y organismos (moluscos, crustáceos y peces) procedentes de lagunas y ríos de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Campeche, así como de mar abierto en el Golfo de México. Los mayores niveles de Hg se detectaron en la columna de agua ($7.5 \mu\text{g L}^{-1}$), en sedimentos ($10.05 \mu\text{g g}^{-1}$) y músculo del pez ronco amarillo *Bairdiella ronchus* ($3.59 \mu\text{g g}^{-1}$) provenientes del estado de Veracruz.

2.6 DINÁMICA DE LOS CONTAMINANTES EN EL MEDIO COSTERO Y NORMATIVIDAD

Diversos estudios encaminados a determinar las concentraciones particularmente de mercurio y de otros metales y contaminantes, se han llevado a cabo no sólo en la zona de Coatzacoalcos sino en diferentes regiones del país, sin embargo no han sido suficientes para conocer la problemática que representa este contaminante en la actualidad, pues al ser México un país donde el consumo de pescado es parte de la dieta diaria, este hábito alimenticio puede llegar a ser riesgoso para la población, pues representaría la principal vía de exposición al mercurio. Si bien, se tienen identificados “puntos rojos” (lugares que sobrepasan los 10 ppb de mercurio), que coinciden con los sitios mineros (Zacatecas y otras ciudades del Bajío) existentes durante la época colonial (1540-1850), esto no significa que las zonas costeras estén exentas de este contaminante (de la Peña-Sobarzo, 2003). Existen diversas iniciativas como el Plan Regional de América del Norte sobre mercurio (NARAP-por sus siglas en Inglés), entre los gobiernos de México, Estados Unidos y Canadá, para estimar las cantidades de mercurio en productos pesqueros, sin embargo en nuestro país la escasez de datos no

permite proyectar un verdadero diagnóstico sobre la situación en la que se encuentra el país con respecto a este contaminante.

Tabla 2. Niveles máximos permisibles de mercurio en productos pesqueros para consumo humano de acuerdo a las diferentes normas internacionales*

PAIS	CONCENTRACIÓN Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$)	PRODUCTO PESQUEROS
Estados Unidos	1.0 ^a	Pescado, molusco y otros animales acuáticos
		Peces depredadores
Italia	0.7	Pescado y productos pesqueros, atún, bonito, tiburones
Rusia	0.5	Pescado y productos pesqueros
Australia	1.0	Pescado, crustáceos y moluscos
Brasil	0.5	Pescado, crustáceos y moluscos
Bélgica	0.3	Porción comestible de pescado
Ecuador	1.0	Atún y sardina enlatada
Finlandia	1.0	Pescado
Alemania	0.5	Pescado y productos pesqueros
Hong Kong	0.5	Alimentos
India	0.5	Pescado y productos pesqueros
Israel	0.5	Pescado o atunes importados
Francia	0.5	Pescado, crustáceos y moluscos
	0.7	Atún y pez espada
Canadá	0.5	Pescado
Dinamarca	0.5	Atún, bonito y productos derivados
Japón	0.4	Ingesta diaria, no mayor a 170 microgramos de metilmercurio en adultos de 50 kg
Nueva Zelanda	0.5	Pescado y productos pesqueros
España	0.5	Pescados y derivados
Suecia	1.0	Productos pesqueros
Suiza	0.5	Pescados, productos pesqueros y crustáceos importados
Venezuela	0.1	Sardinias y crustáceos
	0.5	Atún, freso y enlatado
México	1.0 ^{a, b}	Pescados y productos pesqueros no depredadores
	0.5 ^a	Peces depredadores

^a Codex Alimentarius, 1991

^b NOM-027-SSA-1993

* Fuente: Nauen (1983)

Existen ocho leyes federales (Ley General del equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, Ley de Aguas Nacionales, Ley Federal del Trabajo, Ley Federal de Sanidad Animal, Ley de Caminos, Puentes y Transportes Federales, Ley Federal de Armas de Fuego y Explosivos y Ley Minera) que regulan diferentes aspectos del ciclo del mercurio (Ver Anexo 1). De estas disposiciones se derivan diversas Normas Oficiales Mexicanas (NOM) (INE, 1996), como las NOM-027 (1993), NOM-117 (1994), NOM-028 (1993) y la NOM-129 (1995), que establecen los límites máximos permisibles para el mercurio para productos de la pesca (1.0 mg kg^{-1}); estas disposiciones tienen pocos años de

haberse formulado, antes de que existieran era necesario recurrir a legislaciones internacionales (Tabla 2), i.e. en Estados Unidos se han fijado límites de 2 partes por billón (ppb) de mercurio en agua de consumo humano; se recomienda que los niveles de mercurio inorgánico en ríos, lagos y corrientes de agua no excedan 144 partes por trillón (ppt) para proteger a la salud humana.

- DINAMICA EN EL MEDIO COSTERO

La dinámica de los contaminantes en el medio costero es sumamente variable, pues está afectada por las características locales del mar y por los procesos continentales. Las variaciones estacionales e interanuales van a depender en buena medida del lugar. Las aguas costeras, especialmente los estuarios, pueden considerarse como un filtro para el agua dulce que llega al mar procedente de la tierra. Una gran parte de las sustancias en disolución y en suspensión son separadas por la actividad biogeoquímica, y son depositadas por último en los sedimentos. En su mayoría, los sistemas estuarinos y de aguas costeras de México no se han estudiado detalladamente, a fin de entender los procesos predominantes y los mecanismos que se alteran con la presencia de sustancias contaminantes en estos sistemas (Botello y Páez-Osuna, 1987). Uno de los problemas más evidentes de los sistemas fluviales del mundo, consiste en el alto grado de contaminación urbana, agrícola e industrial. En nuestro país, el acelerado auge demográfico e industrial, en las áreas costeras, es causa de serias alteraciones del medio ambiente, como es el caso del río Coatzacoalcos (Ochoa, 1972; Rosas, 1974.). Durante el transporte de los metales pesados hacia el mar, estos presentan transformaciones físicas, químicas y biológicas. Cuando llegan a la zona estuarina, se enfrentan a cambios en las características del agua que ocasionan su absorción, floculación coloidal, fijación biológica, sedimentación, liberación bioquímica a la columna de agua y otros procesos. El balance final de todos ellos es que sólo una pequeña parte de los metales originalmente introducidos abandonan la zona estuarina en disolución. De esto se deriva el peligro potencial para la zona costera, por cuya dinámica las tasas de renovación o ciclaje de materiales son rápidas, y así los metales atrapados en estos ecosistemas están continuamente disponibles para los organismos que los bioacumulan o sufren sus efectos tóxicos. La

contaminación crónica y en dosis subletales, que frecuentemente es desatendida, permite la bioacumulación y magnificación de estos contaminantes a través de la cadena alimentaria hasta llegar al hombre y afectar su salud (Botello y Páez-Osuna, 1987). La presencia de metales por encima de los límites permisibles (p.e. para peces $1.0 \mu\text{g de Hg g}^{-1}$) pone de manifiesto la elevada contaminación por metales de carácter tóxico que existen en el Golfo de México con riesgo para la actividad pesquera (Botello *et al.*, 1996).

Es por ello que la importancia de la estimación de las concentraciones naturales de metales y de los aportes antropogénicos en sedimentos, organismos y la columna de agua, permite evaluar el nivel de peligro que amenaza a una zona, mediante las determinaciones de las cantidades existentes de éstos sobre todo en aquellos organismos empleados para consumo humano, son de gran relevancia para los ecosistemas y la salud humana (Botello y Páez-Osuna, 1987).

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

- Conocer los niveles de concentración de mercurio en peces y moluscos bivalvos destinados para consumo humano y sedimento superficial provenientes del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz.

3.2 OBJETIVOS PARTICULARES

- Conocer la concentración de mercurio en branquias, hígado y tejido muscular de los peces recolectados.
- Determinar la concentración de mercurio en el tejido blando completo de los moluscos bivalvos.
- Evaluar la variación estacional de las concentraciones de mercurio de las especies estudiadas en tres condiciones diferentes: época de secas (marzo-junio), época de lluvias (junio-octubre) y época de vientos o “nortes” (octubre-abril).
- Comparar las concentraciones de mercurio en la porción comestible de las especies estudiadas con los niveles máximos permisibles para consumo humano de acuerdo a normas internacionales y nacionales.
- Determinar el nivel de mercurio en sedimentos superficiales de la zona estudiada.
- Estimar el grado de correlación entre la concentración de mercurio del sedimento superficial y la biota analizada.

4. HIPOTESIS

- Dado que el estuario del río Coatzacoalcos se considera un ecosistema impactado por la intensa industria petroquímica, la presencia de metales pesados, en particular el mercurio, en sedimentos y organismos de importancia comercial, representan un peligro potencial para la salud humana.
- Considerando que los peces estudiados tienen hábitos alimenticios diferentes, se espera que aquellas especies de niveles tróficos superiores presenten concentraciones más elevadas de mercurio.
- Los estudios realizados en el estuario del río Coatzacoalcos (desde Ochoa *et al.*, en 1973 hasta Greenpeace en 2001) han mostrado un incremento en la concentración de mercurio tanto en sedimentos como en la columna de agua; por lo que existe la posibilidad de que las concentraciones de mercurio que se detecten en los sedimentos, sean mayores a las encontradas en los estudios antes mencionados.
- El aporte fluvial y las variaciones en la intensidad de los vientos, característicos de la zona, serán los que marcarán las variaciones de la concentración de mercurio, encontrándose las concentraciones máximas de este metal (Hg) en la época de lluvia, seguida por la época de vientos y en menor concentración en la época de secas.
- En el caso de los peces, por ser el hígado el principal sitio de biotransformación del mercurio, se espera encontrar las concentraciones más altas con respecto a los otros tejidos analizados.

5. AREA DE ESTUDIO

El río Coatzacoalcos está localizado en el sureste de México a 17°46´ y 18°10´ latitud Norte y 92°25´ y 94°31´ longitud Oeste (Fig. 2). El río se origina en la Sierra Atravesada Oaxaca y drena en un área de captación de unos 21,120 km² antes de llegar al Golfo de México (Tamayo, 1991). Basado en el estudio de Ortega-Gutiérrez *et al.* (1992), la litología de área de captación consiste principalmente de sedimentos y rocas volcánicas. En la parte alta del área de la cuenca, se encuentran rocas ígneas extrusivas e intrusivas y rocas metamórficas, mientras que la cuenca del río Calzadas consiste principalmente de rocas ígneas intrusivas y sedimentos volcánicos y clásticos. El estuario del río Coatzacoalcos puede alcanzar 45km de largo; en su parte alta mide 213m de ancho y 18m de profundidad y en la boca 530m de ancho y 11m de profundidad. La tasa de flujo del río varía con la temporada, de 97 m³/s durante la época de secas (Abril) a 115 m³/s durante la época de lluvias (Agosto) (Méndez, 1998). En la parte baja del estuario varios ríos se unen al canal principal: el río Jaltepec, el río Uxpanapa y el canal de San Francisco (el cual forma parte del pantano Santa Alejandrina donde la refinería Lázaro Cárdenas descarga sus aguas residuales ahí), el río Calzadas, el canal de Teapa (el cual acarrea aguas residuales del corredor industrial de Coatzacoalcos) y el muelle Pajaritos, que cubre un área de 1.5 km², y es un centro industrial para los barcos (Rosalez-Hoz *et al.*, 2003).

Las características físico químicas del estuario cambian estacionalmente. En el verano (Agosto) debido a las fuertes lluvias, en el área de captación, la zona de mezcla de agua de mar/agua dulce es empujada fuera de la línea costera y la composición del estuario es de agua dulce principalmente. Durante el invierno, las tormentas del Golfo de México producen una intrusión de agua salina de 10 km; mientras que en la temporada cálida (en primavera), el agua salina puede ser detectada en los 45km río arriba (Rosalez-Hoz *et al.*, 2003).

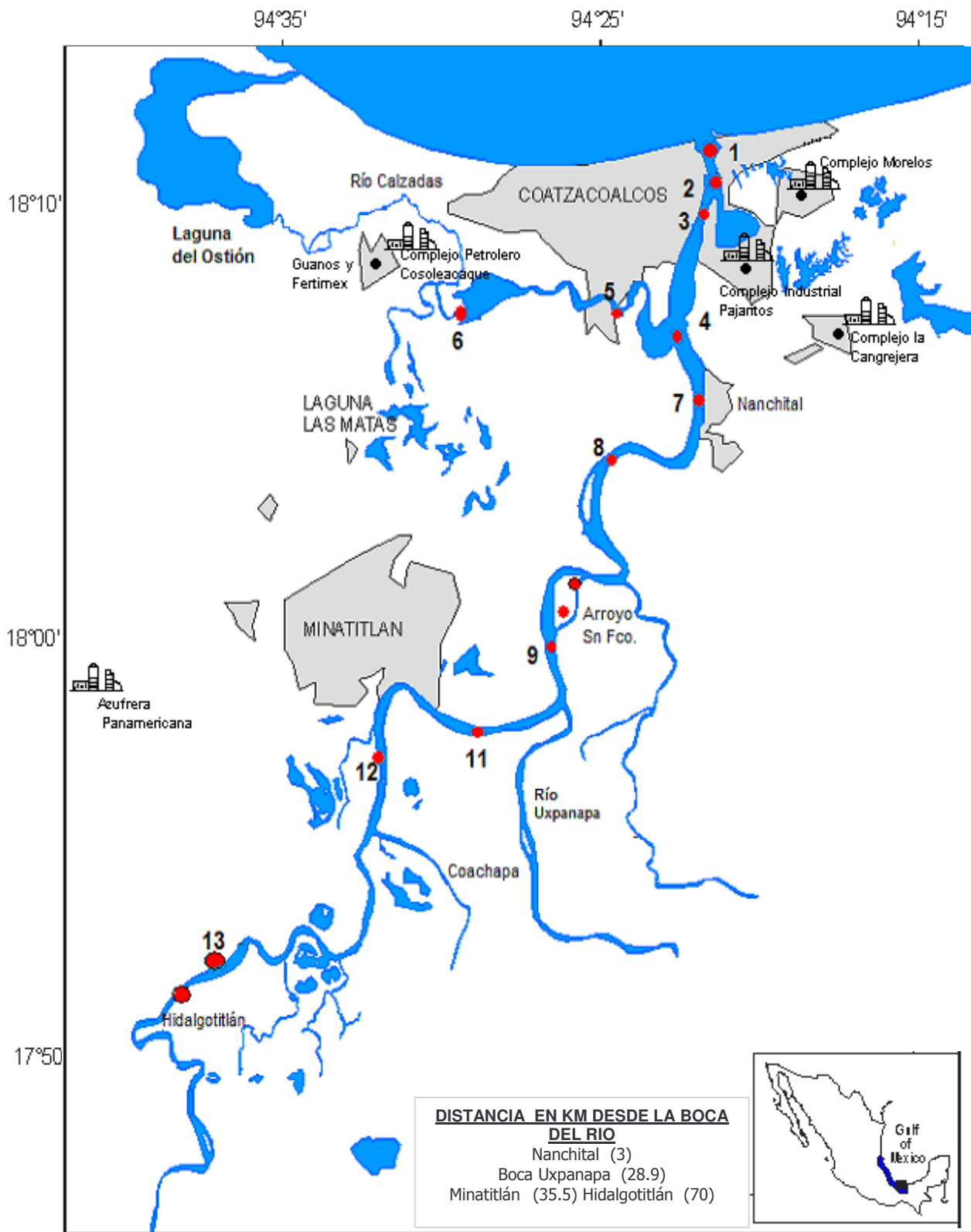


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo en el estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz.

5.1 CLIMA

En la mayor parte de la cuenca el clima es cálido con temperatura promedio anual mayor de 26°C. La dirección predominante de los vientos es del noreste que al cambiar de dirección por la orografía ascienden y provocan las lluvias en la zona montañosa de la Sierra Madre del Sur, se registran valores promedios anuales de precipitación pluvial hasta de 2733 mm. Este es un valor máximo que va disminuyendo a medida que se consideran puntos más meridionales de la cuenca.

En general la estación más lluviosa es el verano, aunque prácticamente ocurren lluvias todos los meses del año con valores mínimos en invierno. El mes más frío es enero, y el más cálido corresponde a mayo. Inciden en esta zona vientos del norte, este fenómeno tiene una duración de uno a seis días con intensidades de viento de 37 km/h en promedio, su frecuencia es de 15 a 20 “nortes” por año, entre los meses de noviembre y marzo (Bravo-Álvarez *et al.*, 1996). Todas las subcuencas formadas por las áreas de drenaje de los afluentes del río Coatzacoalcos, están sujetas a un régimen muy intenso de lluvias, dando lugar a muy altos coeficientes de escurrimiento (hasta 80% y posiblemente mayores).

5.2 HIDROGRAFIA

El sistema hidrográfico del río Coatzacoalcos es el tercero en importancia del país por su caudal, después de los sistemas Grijalva-Usumacinta y Papaloapan. Este sistema está constituido por importantes afluentes, entre los que destacan los ríos Uxpanapa, Jaltepec, Coachapa y Calzadas. Los primeros se originan en las sierras que delimitan el parteaguas del Istmo de Tehuantepec y el último en la Sierra de los Tuxtlas. En conjunto, la cuenca del río Coatzacoalcos tiene un escurrimiento de agua de 36,670 Mm³ anuales, de los cuales el 99.7% corresponde a escurrimientos superficiales y el 0.3% a aguas subterráneas. El volumen de agua utilizada en la cuenca asciende a 355.2 Mm³ de los cuales el 11.5% se obtiene de extracción subterránea y el 88.5% de fuentes superficiales. Del agua aprovechada por los distintos usos, el 74.8% se destina a actividades industriales, el 24.3% en uso público urbano, el 0.8% en agricultura y el 0.1% restante en otros usos (CNA, 2000).

5.3 FAUNA

En este estuario se encuentran 31 especies de peces y 10 especies de invertebrados (7 cangrejos y 3 moluscos). Las familias de peces mejor representadas son *Sciaenidae* (4 especies) y *Aridae* (3 especies), y entre los invertebrados *Portunidae* (3 especies). Las especies más abundantes son el bagre *Arius melanopus*, la mojarra *Diapteus rhombeus* y el camarón *Penaeus setiferus*, que constituyen el 81.5 por ciento de la fauna del estuario (Castañeda y Contreras, 2001).

5.4 CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA

A lo largo del río Coatzacoalcos se encuentran asentadas diversas comunidades rurales y urbanas. La zona metropolitana de Coatzacoalcos - Minatitlán es en la actualidad un conglomerado de alrededor de un millón y medio de habitantes integrado por varias ciudades costeras tropicales pequeñas y medianas entre las que destacan Coatzacoalcos, Minatitlán, Agua Dulce, Las Choapas, Nanchital y Cosoleacaque (INE, 2004). La Región Coatzacoalcos - Minatitlán ha sido definida como una de las zonas prioritarias dentro de los planes de desarrollo, por su importancia económica y por la problemática ambiental que ha generado. Es así que a mediados de los años 80 se declara oficialmente como zona crítica en el aspecto de ordenamiento ecológico y protección ambiental (INE, 2004). Los principales ríos de la cuenca se encuentran contaminados, y en la cuenca se descargan 254 Mm³/año de aguas residuales, de los que sólo se trata menos del 50% debido a la escasez de infraestructura de tratamiento y a la deficiente operación de la existente. De hecho la población de Coatzacoalcos carece de sistema de tratamiento para sus descargas de aguas residuales. La calidad del agua de los acuíferos si bien aún es aceptable persiste el riesgo de afectación a través de la infiltración del agua superficial contaminada en la parte baja de la cuenca (CNA, 2000).

El río maneja el 50% de toda la carga de cabotaje que se mueve en las costas mexicanas, apoyando notablemente el movimiento portuario que genera el desarrollo petrolero y petroquímico nacional con 65 plantas petroquímicas con una capacidad de producción de más de 15 millones de ton/año de productos petroquímicos (Ver Anexo 2 y 3) (Pérez-Zapata, 1983) haciendo que sea la ruta fluvial más importante

así como también la más contaminada de México (Castañeda y Contreras, 2001; Rosales-Hoz *et al.*, 2003).

La contaminación de los sistemas costeros de Veracruz (y en especial la zona Coatzacoalcos-Cosoleacaque-Minatitlán) es motivo de gran preocupación para las autoridades y la población. Sin embargo, por la carencia de una política ambiental que resuelva esta problemática a mediano o corto plazo, el deterioro en los ecosistemas de la región se considera ya irreversible. El ejemplo más claro del daño ambiental en Veracruz lo ilustra el estuario del río Coatzacoalcos, ocasionado por (Bozada y Páez, 1986):

- El vertido de los desechos industriales de los complejos petroquímicos y factorías químicas de la zona.
- El tráfico de buques petroleros en los puertos de Coatzacoalcos y Minatitlán, con escapes de los oleoductos durante la carga o descarga y con posibles accidentes en los barcos.
- Los residuos, la combustión y la lubricación de los barcos mercantes del sistema multimodal de carga del puerto de Coatzacoalcos.
- La utilización del río Coatzacoalcos como receptor de las descargas municipales de las ciudades de Coatzacoalcos y Minatitlán.

Además los conflictos ambientales de la zona Coatzacoalcos- Cosoleacaque-Minatitlán también se pueden resumir en:

- La existencia de altas concentraciones de hidrocarburos fósiles en los sedimentos y tejidos de la fauna existentes en el estuario (Botello *et al.*, 1985).
- La presencia de plomo y mercurio en la columna de agua, sedimentos y tejidos de la fauna del río Coatzacoalcos (Rosas, 1974; Pérez, 1983).
- La captura comercial y el consumo por los habitantes de la región de la fauna de los ríos Coatzacoalcos y Calzadas, con el riesgo de que peces y crustáceos tengan elevadas concentraciones de plomo y mercurio, cuyos efectos en el hombre son acumulativos (Ochoa *et al.*, 1972; Rosas, 1974; Pérez, 1983).

6. MÉTODOS

6.1. TRABAJO DE CAMPO

Se realizaron tres muestreos en 3 épocas del año, entre el 2005 y 2006: temporada cálida (mayo de 2005), temporada de lluvias (septiembre de 2005), y temporada de vientos (enero de 2006). Se tomaron muestras de organismos representativos como peces y moluscos bivalvos en diversos puntos del estuario del río Coatzacoalcos y sus ramales. Las muestras de peces se obtuvieron directamente con los pescadores de esa localidad (tratando de que las muestras fueran lo mas homogéneas posibles) los cuales fueron capturados utilizando el método de pesca convencional y los moluscos bivalvos se recolectaron manualmente en los sitios donde hubo disponibilidad (Tabla 4). En cuanto al sedimento superficial, éste se recolectó mediante un nucleador de PVC de 8 cm de diámetro, tomando el primer centímetro de la superficie del sedimento, i.e. 0-1 cm (Tabla 3).

6.2 PREPARACIÓN DEL MATERIAL DE LABORATORIO.

El material de cristalería y utensilios se lavaron previamente de acuerdo al método propuesto por Moody y Lindstrom (1977), con el objetivo de evitar cualquier tipo de contaminación e interferencia durante los análisis. El procedimiento de lavado consistió en lo siguiente (Fig. 3) para el lavado de material se utilizaron reactivos grado analítico y para los análisis se emplearon solamente reactivos grado TMG (Trace Metal grade). Todos los análisis se realizaron por duplicado para después obtener un promedio y utilizarlo como valor final para los cálculos y análisis estadísticos.

6.3 BIOTA

Las muestras recolectadas fueron transportadas desde el sitio de muestreo al laboratorio en hieleras, previamente etiquetadas, cerradas herméticamente y con una temperatura aproximada de 4°C conservada con bolsas de gel. En el caso de los organismos se etiquetaron perfectamente para distinguir el origen de cada muestra para después empezar con su identificación taxonómica.

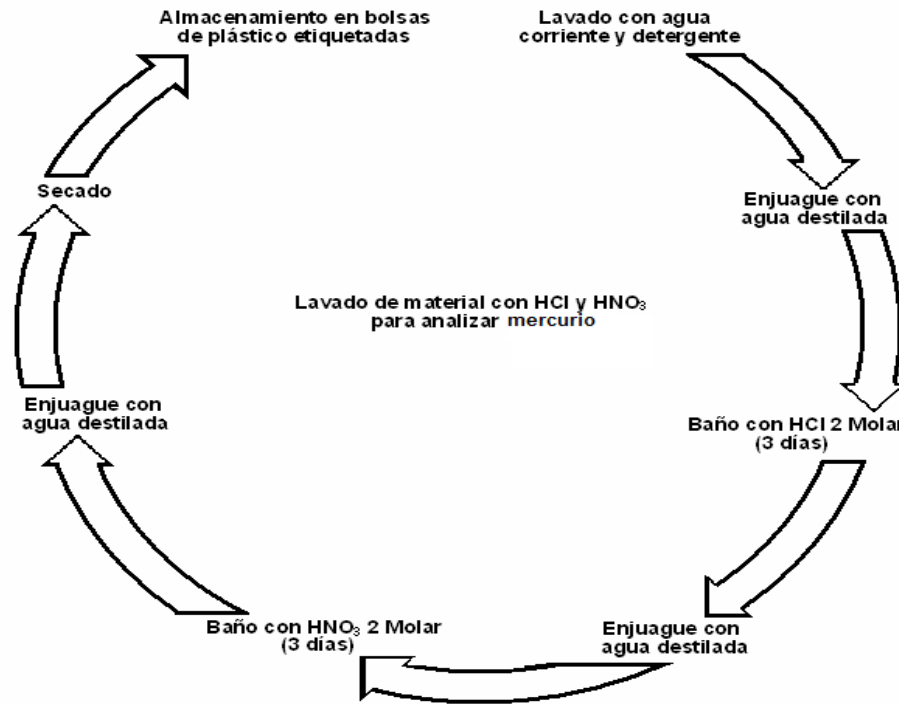


Figura 3. Procedimiento llevado a cabo para el lavado de material

Tabla. 3. Coordenadas de las estaciones de muestreo de los sedimentos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos

ID	Nombre	Coordenadas	
E-01	Allende	18°09'17.3'' N,	94°24'16.1'' W
E-02	Centro Portuario	18°08'32.4'' N,	94°24'16.5'' W
E-03	Puente Coatzacoalcos	18°07'13.0'' N	94°25'07.9'' W
E-04	Bifurcación Calzadas/ Coatzacoalcos	18°05'24.7'' N	94°25'34.9'' W
E-05	Río Calzadas	18°06'3.7'' N	94°26'12.2'' W
E-06	Río Calzadas	18°06'13.8'' N	94°28'01.6'' W
E-07	Nanchital	18°04'19.0'' N	94°25'01.7'' W
E-08	Coatzacoalcos II	18°00'53.3'' N	94°26'56.3'' W
E-09	Isla Guerrero	17°58'54.8'' N	94°28'44.0'' W
E-10 ^a	Río Uxpanapa	17°58'07.0'' N	94°28'26.2'' W
E-11	Santa Alejandrina	17°57'46.3'' N	94°31'10.5'' W
E-12	Capoacán	17°58'38.0'' N	94°32'24.1'' W
E-13	Las Palomas	17°49'32.3'' N	94°37'43.8'' W
E-12	Ixhuatepec	17°53'30.3'' N	94°36'11.7'' W
E-15 ^b	Puente Otapa	17°53'37.5'' N	94°34'20.5'' W
Sn FcoA ^c	Canal Sn. Francisco	18°00'92.4'' N	94°29'44'' W
Sn FcoB ^c	Canal Sn. Francisco	18°00'86.5'' N	94°29'50.2'' W
Sn FcoC ^c	Canal Sn. Francisco	18°01'65.8'' N	94°27'87.7'' W
Sn Fco ^d	Sn Fco Salida	18°01'62'' N	94°28'41'' W
Victoria ^d	Victoria	18°00'86.5'' N	94°29'50.2'' W

^a Muestra tomada sólo en el primer muestreo, Mayo 2005 (época de secas)

^b Muestra tomada en el segundo y tercer muestreo, Septiembre 2005 y Enero 2006 (lluvias y nortes)

^c Muestras tomadas solamente en el segundo muestreo, Septiembre 2005 (lluvias)

^d Muestras tomadas solamente en el tercer muestreo, Enero 2006 (nortes)

Tabla 4. Nombre científico y lugar de captura de las especies recolectadas en el estuario del río Coatzacoalcos en el periodo 2005-2006.

Nombre Científico	Nombre Común	Lugar De Captura	(N)
Peces			
<i>Stellifer fuerthii</i>	Ronco	Río Uxpanapa	28*
<i>Oreochromis sp</i>	Mojarra	Río Uxpanapa	14
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Huavina	Río Uxpanapa	7
<i>Gerres cinereus</i>	Mojarra blanca	Río Uxpanapa	4
<i>Trichurus nitens</i>	Cintillo	E-3 Pte Coatzacoalcos	6
<i>Cichlasoma sp</i>	Samurana	Río Uxpanapa	21*
<i>Oreochromis sp</i>	Mojarra	Hidalgotitlán	8
<i>Centropomus viridis</i>	Robalo	Río Uxpanapa	5
<i>Lepisosteus osseus</i>	Pez lagarto	Arroyo San Francisco	6
<i>Centropomus viridis</i>	Robalo	Laguna del Ostión	5
<i>Centropomus viridis</i>	Robalo	Río Calzadas	7
<i>Ictalurus punctatus</i>	Jolotes	Coachapa	5
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Huavina	Río Uxpanapa	18*
<i>Stellifer fuerthii</i>	Ronco	El Catorce (Cántica)	22*
<i>Oreochromis sp</i>	Mojarra	Río Uxpanapa	10*
<i>Gerres cinereus</i>	Mojarra Blanca	Río Uxpanapa	20*
<i>Mugil curema</i>	Lisa	El Catorce (Cántica)	2
<i>Gerres cinereus</i>	Mojarra Blanca	Laguna del Ostión	8
<i>Centropomus viridis</i>	Robalo	Río Uxpanapa	5
<i>Ictalurus punctatus</i>	Jolotes	Hidalgotitlán	6
<i>Lepisosteus osseus</i>	Pez Lagarto	Hidalgotitlán	4
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Huavina	Coatzacoalcos	11*
<i>Oreochromis sp</i>	Mojarra	Río Uxpanapa	6
<i>Oreochromis sp</i>	Mojarra	Acayucán	6
<i>Mugil curema</i>	Lisa	Río Uxpanapa	7
Moluscos Bivalvos			
<i>Corbicula fluminea</i>		Hidalgotitlán	144
<i>Lampsilis alienigenus</i>		Hidalgotitlán	16
<i>Unio cuprinus</i>		Hidalgotitlán	22
<i>Psoroniaias semigtanosus</i>		Hidalgotitlán	12
<i>Polymesoda caroliniana</i> ⁽¹⁾		E-4	43
<i>Polymesoda caroliniana</i> ⁽²⁾		E-4	43
<i>Polymesoda caroliniana</i> ⁽³⁾		E-4	24

* Organismos que fueron agrupados debido a su tamaño pequeño

⁽¹⁾ Organismos recolectados durante la temporada cálida, ⁽²⁾ de lluvias, ⁽³⁾ de nortes.

Previo a su procesamiento los organismos fueron identificados; los peces fueron identificados en el laboratorio de Ictiología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica de Mazatlán de la Universidad Nacional Autónoma de

México, basándose en claves de identificación de la FAO para la identificación de especies para los fines de pesca (Fischer *et al.*, 1995a; 1995b). La identificación taxonómica de los moluscos bivalvos fue realizada en el laboratorio de Malacología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Ciudad Universitaria, México, D.F. Posteriormente se determinaron la talla (con una cinta métrica) y el peso individual de los organismos (con una balanza granataria marca Excell); de los moluscos bivalvos se consideró el peso del organismo completo (concha y tejido blando). Se utilizaron el tejido muscular (porción dorsal media), las branquias y el hígado de los peces y para los moluscos bivalvos, la porción blanda (no incluyendo las valvas). Las muestras fueron liofilizadas durante 72 horas (-49°C y 133×10^{-3} mBar) en un equipo marca Labconco, posteriormente fueron molidas en un mortero de ágata. Para la digestión se utilizó el método modificado por MESL (1997) que consiste en digerir las muestras biológicas con ácido nítrico. Se utilizaron contenedores de teflón (60 mL, Savillex) y plancha de calentamiento a 120°C por 3 horas. Una vez realizada la digestión, las muestras se llevaron a un volumen de 25 mL con agua Milli-Q y se almacenaron en frascos de polietileno para su posterior análisis. El diagrama metodológico se puede observar en la Fig. 4.

6.4 SEDIMENTOS

Los sedimentos costeros y estuarinos pueden estar constituidos por una mezcla de material inorgánico y orgánico que son transportados al sitio de depósito como material particulado sólido (detritus) o bien, haya sido incorporado al sedimento como solución (no-detrital) en muchas maneras. Deben ser clasificados de acuerdo a su tamaño de grano y su relativa proporción de los componentes orgánicos e inorgánicos. Los análisis sedimentológicos involucran procedimientos para determinar la composición granulométrica y mineralógica (UNEP/IOC/IAEA, 1995). La composición química de los sedimentos marinos cambia con el tamaño de grano y su composición mineralógica. Usualmente, las concentraciones de metales trazas se incrementan con la disminución del tamaño del grano del material.

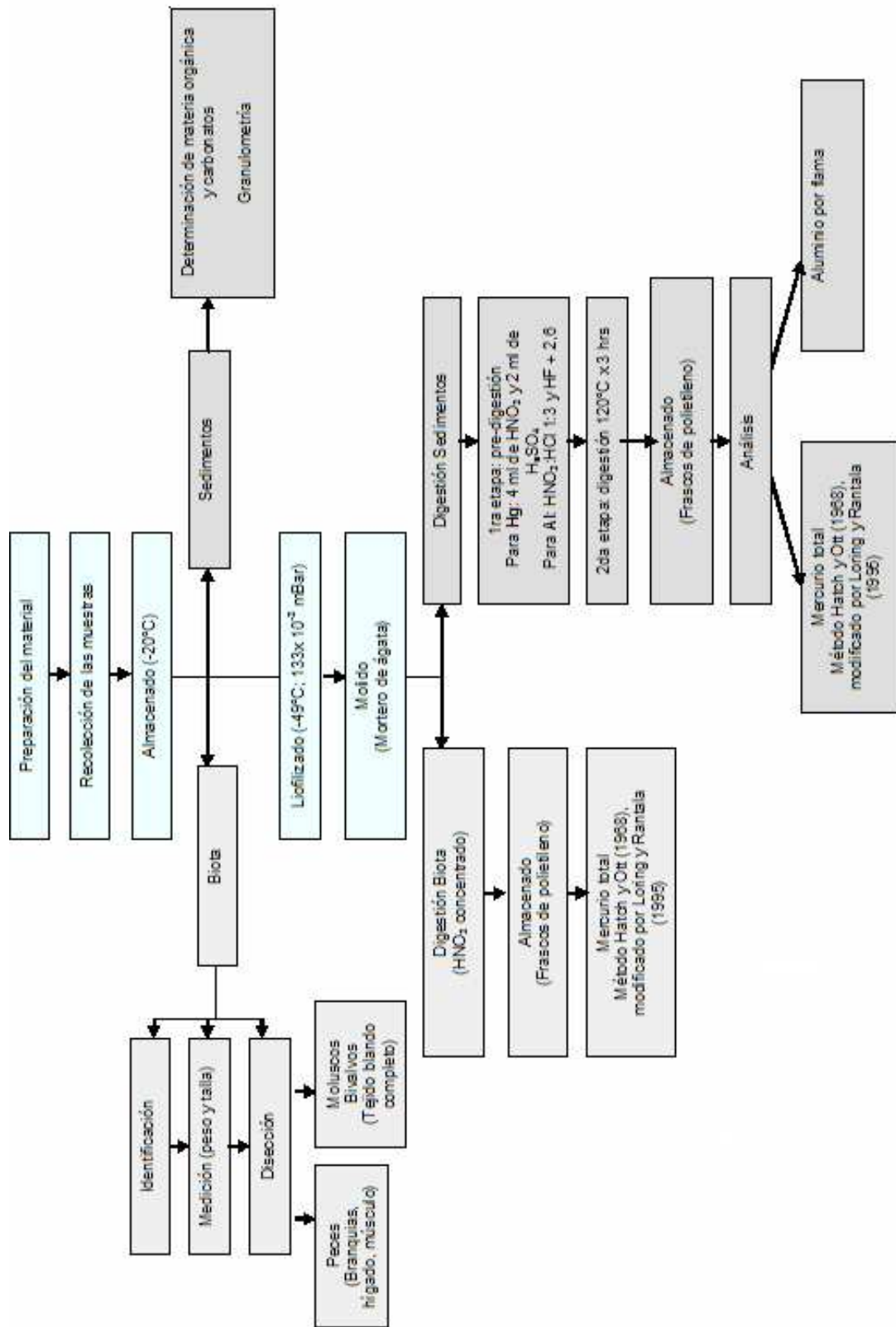


Figura 4 Diagrama metodológico para los análisis de mercurio total en biota y sedimento superficial, recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz.

Al igual que los organismos, estos se liofilizaron por un periodo de 48-72 hrs a -49°C y 133×10^{-3} mBar. Los sedimentos liofilizados se sometieron a una molienda utilizando un mortero de porcelana. Se tomaron dos submuestras al momento de llevar a cabo la digestión del sedimento, la primera submuestra se utilizó para la extracción de Al, y la segunda submuestra se utilizó para el Hg, todas las determinaciones se realizaron por duplicado. El procedimiento se describe a continuación:

A) Aluminio. Se usó el método de UNEP/IOC/IAEA (1995) que consiste en tomar 200 mg de muestra liofilizada, adicionándole 3 mL de HF y 1 mL de agua regia ($\text{HNO}_3:\text{HCl}$, 1:3 v/v). Se someten a una pre-digestión de 12 h, para posteriormente digerirlas utilizando una plancha de calentamiento a 120°C por 3 horas. Para disminuir la interferencia de los flurosilicatos residuales, fue necesario adicionarle 2.8g de H_3BO_3 y se llevaron a un volumen de 50 mL y se almacenaron en frascos de polietileno hasta su análisis.

B) Mercurio. Se usó el método modificado por UNEP/IOC/IAEA (1995) que consiste en digerir los sedimentos utilizando una mezcla de HNO_3 (4 mL) y H_2SO_4 (2 mL) concentrado, utilizando plancha de calentamiento. Una vez terminada la digestión, las muestras se llevan a un volumen de 57.50 mL con agua Milli-Q y se almacenaron en frascos de polietileno de 60 mL hasta su análisis.

6.4.1 GRANULOMETRÍA Y CLASIFICACION TEXTURAL

Los ensayos de granulometría tienen por finalidad determinar en forma cuantitativa la distribución de las partículas del suelo de acuerdo a su tamaño; además, la determinación de las proporciones de arenas y lodos es esencial para la clasificación básica y la identificación de la textura del sedimento (UNEP, 1995). Con el objeto de detectar los cambios en las tasas de sedimentación y preferencias de adsorción de los metales en relación con determinado tamaño de partícula, se determinó la distribución porcentual de la composición de arenas ($>63 \mu\text{m}$), limos ($2-63 \mu\text{m}$) y arcillas ($<2 \mu\text{m}$). Las muestras de sedimentos superficiales se analizaron

granulométricamente de acuerdo con el método propuesto por Folk (1974), eliminando la materia orgánica con H_2O_2 (30%) y separando los componentes gruesos (gravas y arenas) y finos (limos y arcillas), a través de un tamiz con abertura de 62 micras (4Φ). La fracción gruesa se secó a $60^\circ C$, pesándose posteriormente para conocer su porcentaje. En cuanto a los limos y arcillas, una vez que se colocaron en una probeta de 1000ml de capacidad, aforándola a dicho volumen con agua destilada y añadiendo 0.6 g de hexametáfosfato de sodio como dispersante, se determinó su proporción agitando la mezcla hasta homogenizarla y efectuando pipeteos: el primero a los 20 s a una profundidad de 20 cm y el segundo a las 4 h con 5 min a 5 cm de profundidad, equivalentes a 4 y 9Φ , respectivamente, las alícuotas fueron transferidas a crisoles para su secado y posterior pesado, conociendo así los porcentajes correspondientes a los limos y las arcillas (Green-Ruiz, 2000). Con los porcentajes de arenas, arcilla y limos, se relacionaron los valores porcentuales entre sí, de acuerdo con el método de Shepard (1954). Si en el sedimento una fracción presenta una proporción igual o mayor a 75% se tipifica al sedimento con el nombre de la fracción predominante. Si los valores están dentro del 50 al 75% entonces al sedimento se le asigna la nomenclatura del tipo de la fracción predominante seguida del de menor proporción. Así, de acuerdo a este criterio se tendrían las siguientes fracciones: Arenosa (A), Limosa (L); Arcillosa (a) y sus respectivas combinaciones. Cuando los sedimentos contienen proporciones equivalentes o aproximadas de arena, limos y arcilla, se tipifica como fracción Areno-Limo-arcillosa (A-L-a)

6.4.2 CARBONATOS Y MATERIA ORGANICA

a) Materia orgánica

Se colocaron 0.5 g de sedimento seco y molido y añadieron 10 mL de dicromato de potasio 1N ($K_2Cr_2O_7$) y 20 ml de una solución de 2.5 g de sulfato de plata (Ag_2SO_4) en ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado y se dejó reposar por 30 min en plancha caliente ($70^\circ C$) (El-Rayis, 1985). Se diluyó con 200 mL de agua destilada, se añadieron 10 ml de ácido fosfórico al 85%, (H_3PO_4) 0.2 g de fluoruro de sodio (NaF) y 3 gotas de ferroína como indicador (1.10 monohidrato de fenantrolina y sulfato ferroso heptahidratado). Se tituló el exceso de $K_2Cr_2O_7$ con $Fe(NH_4)_2 \cdot 6H_2O$ (sulfato

ferroso amoniacal) 0.5 N. El equilibrio se alcanza cuando la solución vira de verde brillante a café rojizo.

$$\% \text{ de carbono orgánico} = 10 \cdot (1-T/S) \cdot F$$

Donde:

S = volumen de solución de sulfato gastado en titular un blanco de reactivos

T = volumen de solución de sulfato gastado en titular muestra

F = $((1,0 \text{ N}) \times 12/4000 \times 1,72 \times 100) / \text{peso de la muestra} = 1.03$ cuando el peso de la muestra es exactamente 0.5 g; $(12 / 4000) = \text{meq en peso de carbono}$ y $1.72 = \text{factor para convertir el carbono a materia orgánica}$.

En la titulación invertida, la solución ferrosa reduce el dicromato que no se ha usado en el proceso de oxidación. Por tanto, si para alcanzar el equilibrio se requiere menos de 4 ml de solución ferrosa, entonces más de 8 ml de los 10 ml de dicromato disponibles, se consumieron en la oxidación. Si éste es el caso, entonces es necesario repetir la determinación usando menos sedimento.

Se preparó una curva de calibración usando dextrosa ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_{16}$) como estándar (39.99% de carbono), en la que se interpolaron los volúmenes de sulfato ferroso amoniacal gastados en titular las muestras. El estándar inicial era una solución de 2.5 g de dextrosa (equivalente a 1 g de carbono) en 100 mL de agua destilada, que equivalen a 10 mg mL^{-1} de C y se usaron diluciones de 5 a 20 mg de C.

b) Carbonatos

Se pesaron 0.2 a 1.0 g de sedimento seco y pulverizado y añadieron 10 ml de HCl 1N, se calentaron hasta inicio de ebullición. Se centrifugaron y separaron el sobrenadante en matraz Erlenmeyer. Se añadieron 10 ml de agua destilada y se volvió a centrifugar. Se recolectó el segundo sobrenadante; se añadieron 3 gotas de fenolftaleína como indicador. Se tituló el exceso de HCl con NaOH 0.5 N hasta el punto de equilibrio, que se alcanza cuando la solución vira de rosa mexicano a incolora. Se preparó una curva de calibración con CaCO_3 e interpolaron los volúmenes de NaOH consumidos en cada titulación. Se recomienda la estandarización de la determinación de carbonatos, usando CaCO_3 grado reactivo, seco en la estufa y almacenado en desecador. Se sugiere preparar una curva de calibración incluyendo el blanco hasta 0.4 g de CaCO_3 e interpolando los volúmenes de NaOH consumidos en cada titulación.

6.5 ANÁLISIS DE MERCURIO Y ALUMINIO

a) Mercurio: Para la determinación de mercurio se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica con generador de vapor frío (CA-AAS, por sus siglas en inglés). El procedimiento utilizado fue propuesto por Hatch y Ott (1968) y modificado por Loring y Rantala (1995); el fundamento de la técnica consiste inicialmente en descomponer la materia orgánica contenida en la muestra y vaporizar por reducción el mercurio contenido en una muestra en solución. El mercurio divalente de la muestra en solución se reduce con cloruro de estaño (SnCl_2) a mercurio elemental; el vapor es conducido a la celda del equipo donde se mide la absorbancia. La concentración de mercurio se expresa en $\mu\text{g g}^{-1}$ o ng g^{-1} con base a peso seco.

b) Aluminio: La determinación de aluminio se llevó a cabo en un espectrofotómetro de absorción atómica por flama marca Varian modelo SpectrAA220, donde el aluminio es ionizado en una flama compuesta por la mezcla de óxido nítrico y acetileno. Para suprimir la ionización se añade nitrato de potasio o cloruro de potasio para obtener una concentración final de $2000 \mu\text{g ml}^{-1}$ de potasio, la cual disminuye las posibles interferencias de otros metales alcalinos.

En ambos casos, para llevar a cabo el cálculo de la concentración tanto de mercurio como de aluminio se consideraron la lectura de la medición de la muestra, del blanco y la cantidad o peso la muestra de sedimento analizado. Con estos datos se calculan las concentraciones utilizando la fórmula:

$$\mu\text{g (Hg ó Al)} = \frac{\text{lectura de la muestra } (\mu\text{g}) - \text{lectura del blanco } (\mu\text{g})}{\text{peso de la muestra (g)}}$$

6.6 PRECISIÓN Y EXACTITUD DEL MÉTODO

La exactitud del método fue verificada analizando una muestra certificada de sedimento SD-N-1/2 y material de referencia MA-B-3/TM (IAEA, 1987). De acuerdo con la Environmental Protection Agency (EPA, 1982) el criterio de control de calidad requiere que el resultado analítico de la muestra del material de referencia estándar esté dentro del $\pm 15\%$ del valor establecido para cada metal.

Para calcularlo, se estima a partir del análisis de alícuotas del material de certificado y se comparan los valores obtenidos con los ya establecidos a través del porcentaje de recuperación, que se calcula de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$R (\%) = \frac{\text{Valor encontrado}}{\text{Valor de referencia}} \times 100$$

Los valores de recuperación obtenidos fueron de 106 % para el material de referencia SD-N-1/2 y de 98.3 % para el MA-B-3/TM.

6.7. PROCESAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

A los datos obtenidos del análisis de mercurio en los diferentes tejidos de los organismos se les determinó la media aritmética, la desviación estándar y el coeficiente de variación (Reyes, 1990). En primer lugar, se evaluó la normalidad de los datos mediante la prueba de normalidad de Lilliefors, y después se realizó una prueba de homoscedasticidad de Bartlett. En ambos casos se estableció un nivel de significancia del 95% (Zar, 1984). Posteriormente se compararon la concentración de mercurio en los diferentes tejidos mediante un análisis de varianza (ANOVA), con un intervalo de confianza del 95% (Zar, 1984).

- NORMALIZACIÓN MULTI-ELEMENTO

En este tipo de normalización, la cuantificación de los metales pesados de interés así como el tamaño de grano y contenido de carbono orgánico, permiten establecer interrelaciones entre las variables en forma de matriz de correlación. A partir de esta matriz, los parámetros más relevantes como el tamaño de grano, la concentración de Al, el contenido de carbono orgánico pueden utilizarse para efectos de normalización (Tabla 5), identificación de acarreadores de metales y detección de valores anómalos de metales pesados. A partir del análisis de factores se pueden agrupar variables que están correlacionadas, de manera que algunos factores como la textura, y la composición mineralógica, que controlan la variabilidad de los metales pesados pueden inferirse de estos datos. (Spencer *et al.*, 1968; Loring 1978).

Tabla 5. Resumen de factores de normalización (UNEP, 1995)

Tamaño de grano	2000-<2	Variaciones granulares de metales, compuestos minerales	Determina la clasificación física y el patrón de depósito de metales
Lodo	<63	Limo y arcilla	Usualmente concentrador total de metales traza
Arcilla	<2	Minerales arcillosos ricos en metales	Usualmente acumulador de granos finos de metales trazas
Al		Silicatos de aluminio, pero usado para la suma de variaciones granulares de los metales ricos en limos finos y arcillas	Trazador químico de Al-silicatos, particularmente de minerales arcillosos
Carbón orgánico		Partículas de materia orgánica	Algunas veces acumulador de metales trazas como Hg y Cd.

Tabla 6. Niveles de referencia de algunos metales en la corteza terrestre

	Promedio en la corteza terrestre ¹		Superficie de la corteza ²		Rocas cristalinas		Suelos ³		Sedimentos del fondo marino ³		Rocas carbonatadas ¹	
Aluminio	82,300		84,700		69,300		71,000		95,000		4,200	
Arsénico	1.8	(.22)	-		7.9	(1.1)	6.0	(.85)	13.0	(1.4)	1.0	(1.4)
Cadmio	0.2	(.24)	-		0.2	(.029)	0.35	(.049)	0.23	(.024)	0.035	(.083)
Cromo	100	(12)	35	(4.1)	71	(10)	70	(9.8)	100	(11)	11	(26)
Cobre	55	(6.7)	25	(3.0)	32	(4.6)	34	(4.8)	200	(21)	4	(9.5)
Fierro	56,3	(6800)	35,000	(4100)	35,900	(5200)	40,000	(5600)	60,000	(6300)	3,800	(9000)
Plomo	12.5	(1.5)	15	(1.8)	16	(2.3)	35	(4.9)	200	(21)	9	(21)
Magnesio	950	(120)	600	(71)	720	(100)	1,000	(140)	6,000	(630)	1,100	(2600)
Mercurio	0.08	(.0097)	-								0.04	(.095)
Níquel	75	(9.1)	20	(2.4)	49	(7.1)	50	(7.0)	200	(21)	20	(48)
Plata	0.07	(.0085)	-		0.07	(.010)	0.05	(.0070)	0.1	(0.011)	0.1	(.24)
Zinc	70	(8.5)	52	(6.1)	127	(18)	90	(13)	120	(13)	20	(48)

¹Taylor, 1964; ²Taylor y McLennan, 1981; ³Martin y Whitfield, 1983; ⁴Turekian y Wedepohl, 1961.

- FACTOR DE ENRIQUECIMIENTO

El factor de enriquecimiento (FE) ha sido utilizado en estudios de ecotoxicología y química ambiental como marco de referencia. Considera los elementos más abundantes de la corteza terrestre como Al, Si y Fe (Lawson y Winchester, 1979; Poissant *et al.*, 1994; Stiotyk *et al.*, 2002). Para estimar el contenido en exceso de los elementos analizados en sedimentos superficiales en relación a la abundancia promedio en la corteza terrestre (Tabla 6), se calculó un factor de enriquecimiento (EF) de acuerdo a la siguiente fórmula (Buat- Menard y Chesselet, 1979; Martin y Meybeck, 1979):

$$E.F. = (Hg/Al)_{total} / (Hg/Al)_c$$

el subíndice *total* se refiere a las concentraciones encontradas del metal en estudio y del Al empleados como elementos de referencia (Tabla 7), y el subíndice *c* a sus niveles naturales en la corteza terrestre. Con el fin de tener valores de referencia tanto de aluminio como de mercurio específicamente para el área de estudio, se emplearon muestras de sedimentos provenientes de la parte del fondo de núcleos tomados en las cercanías de la ciudad de Minatitlán, específicamente en el sitio conocido como Santa Alejandrina (17°5'46.3" N, 94°3'10.5" W) (32 a 35 cm de profundidad), en total fueron 6 muestras que se analizaron por duplicado de las cuales se sacaron promedios quedando los resultados como siguen:

$$\% \text{ Al} = 4.58 \pm 0.136; \mu\text{g/g de Hg} = 0.037 \pm 0.010$$

De acuerdo con Lawson y Winchester (1979) y Tiller *et al.* (1989) existen varios niveles de contaminación por metales pesados en sedimentos, dicho criterio se encuentra en la Tabla 7.

Tabla 7. Clases de factores de enriquecimiento de metales pesados.

Clases de FE	Tipo de contaminación
EF ≤ 1	Sedimentos limpios De la roca madre
1 < EF < 10	Sedimentos 'menos contaminados' o 'semicontaminados' Moderadamente enriquecido, e indica otra fuente de enriquecimiento adicional a la roca madre
EF > 10	Sedimentos 'contaminados' Indica un alto enriquecimiento y muestra que existe una grave contaminación de origen antropogénico.

- ÍNDICE DE GEOACUMULACIÓN.

El índice de geoacumulación permite informar de un valor numérico que presenta un intervalo donde el suelo puede considerarse contaminado por sustancias orgánicas e inorgánicas (Loska *et al.*, 1997; Moreira y Boaventura, 2003). Este índice se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$I_{\text{geo}} = \log^2 (M)_s / 1.5 (M)_t$$

donde $(M)_s$ es la concentración del elemento examinado y $(M)_t$ la concentración geoquímica del metal (encontrado en la corteza terrestre). Muller (1979) y Loska *et al.*, (1997) distinguen seis clases de geoacumulación, como se muestra en la Tabla 8.

Tabla 8. Clasificación de dos parámetros: clase de índice de geoacumulación y grado de contaminación.

Valor de I_{geo}	Clases de I_{geo}	Intensidad de Contaminación
0	<0	No contaminado
1	0-1	No contaminado a moderadamente contaminado
2	1-2	Moderadamente contaminado
3	2-3	De moderado a fuertemente contaminado
4	3-4	Fuertemente contaminado
5	4-5	De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado
6	>5	Extremadamente contaminado.

- FACTOR DE ACUMULACIÓN BIOTA – SEDIMENTO

Los sedimentos son importantes para el estudio de la contaminación de ambientes acuáticos y son conocidos por transportar distintos contaminantes; también constituyen sumideros o fuentes de algunos contaminantes hacia la columna de agua (Föster y Wittman, 1979). Los estudios de bioacumulación de diferentes contaminantes pueden ayudar a la identificación de la biodisponibilidad de compuestos químicos en sedimentos y agua marina, ya que, al contrario del análisis químico, la bioacumulación proporciona una medida de los contaminantes biodisponibles (Van Gestel y Van Brummelen 1996). Se calculó el factor de acumulación biota-sedimento (BSAF) de acuerdo a la siguiente fórmula (Szefer, 1998):

$$BSAF = C_1 / C_2$$

donde C_1 es la concentración media del metal en el organismo y C_2 corresponde a la concentración del metal en el sedimento superficial.

6.8. NIVEL DE EXPOSICIÓN Y LIMITES DE CONSUMO

La exposición en humanos de mercurio por medio de la ingestión de pescado contaminado fue determinada de acuerdo al método propuesto por la USEPA (1989). El PWI (porcentaje de ingesta semanal) de mercurio, el se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{PWI} = 167 \times \text{Cmc}/\text{PTWI}$$

167 es el promedio de consumo de pescado por semana per capita en México (9.01 kg per capita por año) (Ruelas-Inzunza y Paez-Osuna, 2007); Cmc es el máximo contenido de metal en las especies de peces en estudio (mg Kg^{-1} producto); PTWI es la ingestión tolerable semanal provisional para una persona adulta de 60 kg ($5 \mu\text{g}$ por kg de peso corporal) (USEPA, 1989; WHO, 2003)

7. RESULTADOS Y DISCUSION

7.1 CONCENTRACIÓN DE Hg EN EL TEJIDO BLANDO DE LOS MOLUSCOS BIVALVOS

De las especies analizadas (Tabla 9, Fig. 5), los niveles de Hg más altos se encontraron en la especie *Polymesoda caroliniana* que tuvo un promedio de $0.180 \pm 0.045 \mu\text{g g}^{-1}$ y un máximo de $0.24 \mu\text{g g}^{-1}$; mientras que *Corbicula fluminea*, *Lampsilis alienigenus*, *Union cuprinus* y *Psoroniaias semigtanosus* tuvieron un promedio de $0.09 \mu\text{g g}^{-1}$, $0.11 \mu\text{g g}^{-1}$, $0.12 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.11 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. De manera general se observó que la secuencia de concentración de mercurio fue *Polymesoda caroliniana* > *Union cuprinus* > *Lampsilis alienigenus* > *Psoroniaias semigtanosus* > *Corbicula fluminea*.

Los niveles encontrados entre las distintas especies, sólo se encontraron diferencias significativas entre las especies *Corbicula fluminea* y *Polymesoda caroliniana* ($P < 0.001$), esta diferencia se puede atribuir a que los especímenes de *P. caroliniana*, eran de mayor tamaño que *C. fluminea*, pues de las 5 especies ésta fue la que en promedio tenía la talla (peso-long) más pequeña, sin embargo organismos de talla similar a *P. caroliniana* que fue *Union cuprinus*, los valores obtenidos de esta especie son comparables a *C. fluminea* que fue la que tuvo los valores más bajos.

Al comparar los valores obtenidos para bivalvos en el estuario del río Coatzacoalcos en este estudio respecto a estudios anteriores, se observa que las concentraciones encontradas son comparables a los obtenidos por diversos autores (Tabla 10) y además están por debajo del límite máximo permisible de mercurio ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$) para consumo humano.

Además en otros estudios realizados en varios sistemas lagunares del golfo de México, donde se hicieron determinaciones en base a peso húmedo al tejido blando del ostión americano *Crassostrea virginica*, se observa que el intervalo de concentración de mercurio varió de $0.004 \mu\text{g g}^{-1}$ en la Laguna de Términos, Campeche a $0.070 \mu\text{g g}^{-1}$ en la Laguna Mandinga, Veracruz, mismos que están dentro de los límites permisibles recomendados para el consumo humano ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo, FDA 1978).

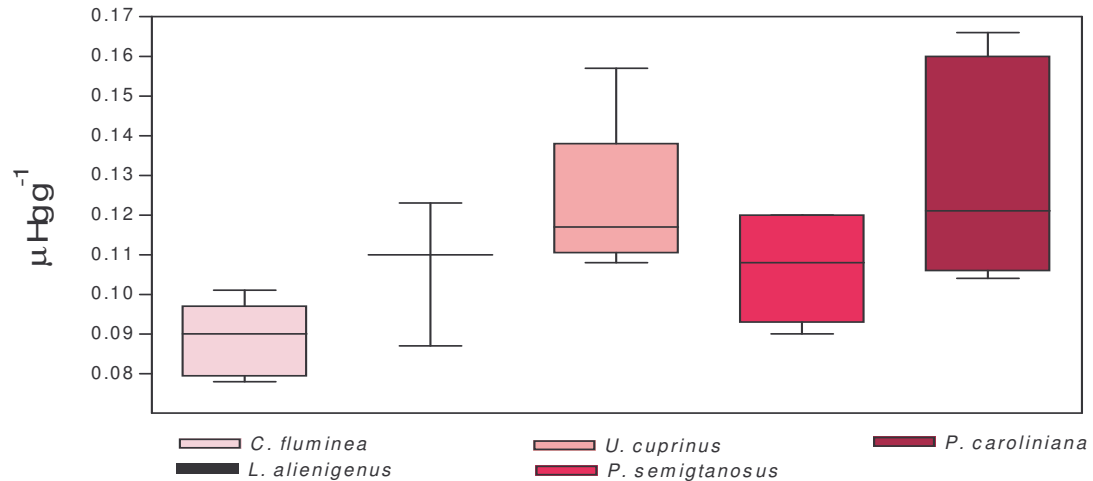


Figura 5. Concentraciones de Hg en los moluscos bivalvos recolectados en el primer muestreo correspondiente a la temporada cálida (Mayo, 2005)

Tabla 9. Información de los moluscos bivalvos recolectados en el río Coatzacoalcos

Especie	Lugar de captura	Peso (g)	Longitud (cm)	µg Hg/g	Max	Min	Temporada
<i>Corbicula fluminea</i>	Las Palomas	6.33	2.36	0.09 ± 0.008	0.10	0.08	
<i>Lampsilis alienigenus</i>	Las Palomas	19.03	2.99	0.11 ± 0.018	0.12	0.09	
<i>Unio cuprinus</i>	Las Palomas	45	3.70	0.12 ± 0.020	0.16	0.11	CALIDA
<i>Psoroniaias semigtanosus</i>	Las Palomas	10.235	2.82	0.11 ± 0.016	0.12	0.09	
<i>Polymesoda caroliniana</i>	E-04	36.26	4.39	0.13 ± 0.025	0.17	0.10	
<i>Polymesoda caroliniana</i>	E-04	47.32	4.54	0.18 0 ± 0.045	0.24	0.13	LLUVIAS
<i>Polymesoda caroliniana</i>	E-04	46.46	4.47	0.115 ± 0.014	0.14	0.10	NORTES

Tabla 10. Niveles de Hg (µg g⁻¹) en moluscos bivalvos provenientes de las inmediaciones del río Coatzacoalcos.

Procedencia	Especie	Intervalo	Media	δ	Referencia
Pto. de Veracruz, Ver	<i>Codakia orbicularis</i>	0.22-0.03*	0.09*	0.86*	Reimer y Reimer, 1975
Coatzacoalcos, ver	<i>Rancia cuneata</i>	1.17-0.43			Báez et al., 1976
Coatzacoalcos, Ver	<i>Rancia flexuosa</i>		1.76*		Báez et al., 1975
Hidalgotitlán	<i>Corbicula fluminea</i>	0.101-0.78	0.089	0.008	Este estudio
Hidalgotitlán	<i>Lampsilis alienigenus</i>	0.123-0.087	0.107	0.018	Este estudio
Hidalgotitlán	<i>Union cuprinus</i>	0.157-0.108	0.123	0.020	Este estudio
Hidalgotitlán	<i>Psoroniaias semigtanosus</i>	0.120	0.109	0.016	Este estudio
Calzadas / Coatzacoalcos	<i>Polymesoda caroliniana</i> ¹	0.166-0.106	0.132	0.025	Este estudio
Calzadas / Coatzacoalcos	<i>Polymesoda caroliniana</i> ²	0.242-0.133	0.180	0.045	Este estudio
Calzadas / Coatzacoalcos	<i>Polymesoda caroliniana</i> ³	0.138-0.10.	0.115	0.014	Este estudio

*Resultados en base a peso húmedo, ¹ Especie recolectada en temporada de secas, ² Especie recolectada en temporada de lluvias, ³ Especie recolectada en temporada de nortes

7.2 VARIACION ESTACIONAL DE LOS NIVELES DE Hg EN MOLUSCOS BIVALVOS.

Cuando se hacen comparaciones de datos del metal acumulado en biomonitores, es deseable hacer comparaciones intraespecíficas (Rainbow y Phillips 1993). Aún en especies relacionadas pueden existir distintas estrategias de acumulación de metales traza, resultando en una amplia diferencia entre las concentraciones de cualquier metal en sus tejidos (Phillips y Rainbow, 1988; Rainbow *et al.*, 1990; Rainbow, 1993; Phillips y Rainbow 1993).

Considerando este criterio, sólo se hicieron comparaciones entre *P. caroliniana* (puesto que se encontró en los tres muestreos). De las tres épocas estudiadas, la época de secas y de nortes muestran valores similares de mercurio de $0.12 \pm 0.014 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.13 \pm 0.025 \mu\text{g g}^{-1}$ en promedio respectivamente para cada estación, mientras que en la temporada de lluvias fue donde se observaron los niveles más elevados de $0.180 \mu\text{g g}^{-1} \pm 0.045$ en promedio (Fig. 6).

Tomando como referencia las máximas concentraciones para cada temporada de estudio, se obtuvo la siguiente secuencia de acumulación:

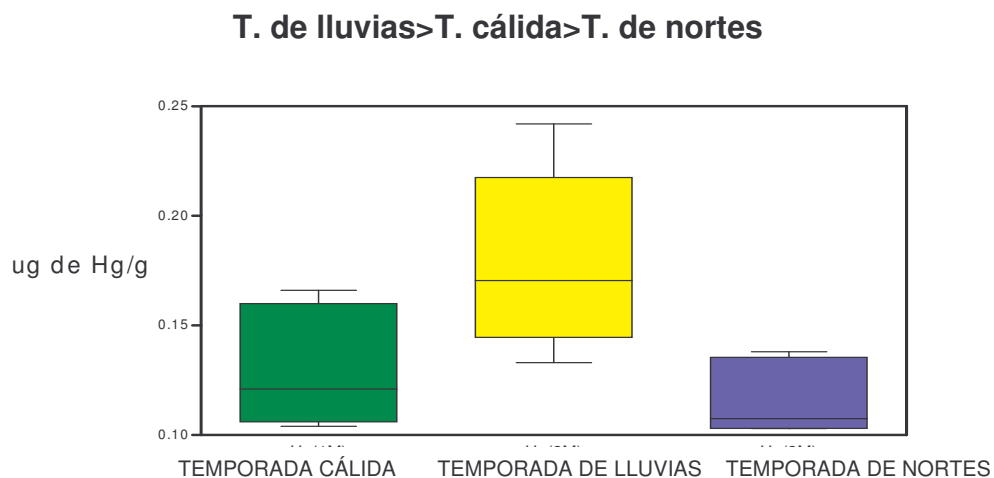


Figura 6. Concentración de mercurio en *Polymesoda caroliniana* de la estación E-04 (Bifurcación Calzadas/Coatzacoalcos) en las tres temporadas de estudio.

Los resultados de las pruebas estadísticas al comparar las concentraciones de *P. caroliniana* recolectada en las tres temporadas de estudio, muestran que existen diferencias significativas entre la temporada de lluvias ($P < 0.01$) en comparación con las demás temporadas, no así al comparar la temporada de secas con la temporada de vientos.

Esto puede ser atribuido a que durante la temporada de lluvias, el aporte de sedimentos y materia orgánica al estuario es mayor como resultado del escurrimiento superficial provocado por las lluvias, mismas que arrastran todo el material proveniente río arriba, lo cual aumenta la carga y por ende los contaminantes que trae esa carga sedimentaria, además de la que se encuentra disuelta en el medio acuoso, es por ello que los niveles de Hg encontrados en esa temporada son mayores a los comparados con la temporada cálida y de nortes, donde los niveles se mantuvieron comparables.

Cossa y Rondeau (1985) mencionan que el contenido de mercurio en moluscos provenientes del estuario del Golfo de San Lorenzo (Canadá) varía estacionalmente por un factor de dos. En otro estudio se determinó la concentración total de mercurio en el lenguado (*Fundulus heteroclitus*) proveniente del un estuario de Nueva Jersey fue cinco veces más alto en primavera y verano que en cualquier otra estación (Weis *et al.* 1986), probablemente debido a una mayor tasa de metilación del mercurio en verano. En otro estudio realizado en diversos lagos suecos, las concentraciones de mercurio en los tejidos de peces variaron en un factor de dos, alcanzando un máximo en primavera (Lindqvist 1991).

Lo ideal sería que se tuvieran trabajos relacionados con los mismos organismos en el mismo sitio de estudio, pero desgraciadamente no es posible puesto que se encuentran limitados por diferentes factores, como por ejemplo: la disponibilidad de los organismos en el ecosistema, y a pesar de que este tipo de comparaciones no son las más adecuadas ya que se trata de especies diferentes, ayuda el hecho que provengan de la misma zona y que sean organismos de características fisiológicas similares, pues en un contexto general esto nos sirve para tener una visión de la variabilidad del contaminante a través del tiempo, además que estos organismos sirven como indicadores del estado de contaminación del medio en que se encuentran.

En los últimos veinte años en Europa y los Estados Unidos se utiliza a los organismos filtradores como los moluscos bivalvos como medidores de la contaminación ambiental y también se emplean frecuentemente como indicadores del estado de salud de los estuarios. Tal estrategia ha sido considerada y analizada en el International Mussel Workshop (1980) y también se usa para otros contaminantes como hidrocarburos y plaguicidas. Tal evaluación es posible porque a causa de las tasas de absorción y excreción de contaminantes por los organismos filtradores, éstos tienen en su cuerpo concentraciones proporcionalmente mayores a las del medio. Además de que su uso como bioindicadores, provee mediciones integradas en el tiempo de los niveles de metales disponibles en su ambiente acuático, respondiendo esencialmente sólo a la fracción del metal presente en el ecosistema que es relevante ecotoxicológicamente (Rainbow y Phillips, 1993).

7.3 DISTRIBUCIÓN DE Hg EN MUSCULO, BRANQUIAS E HIGADO DE PECES

Según la FDA (1999) la concentración promedio de Hg en peces es de 100-200 ng g⁻¹ de pescado (estimado), la concentración de mercurio natural o de fondo para la mayoría de especies de peces de agua dulce parece variar entre 50-200 µg kg⁻¹ y puede ser inferior a 10 µg kg⁻¹ en especies herbívoras de corta vida. Los niveles de mercurio en la mayoría de especies comerciales importantes son menores de 500 µg kg⁻¹ con niveles promedio normalmente entre 100-200 µg kg⁻¹ excepto las grandes especies predadoras tales como el atún y pez espada y también para peces grandes de lento crecimiento tales como el lenguado.

En un estudio realizado por esta misma dependencia en varias especies de peces, moluscos y crustáceos provenientes del Golfo de México durante el periodo de 1990 a 2003 (Anexo 4), se encontró que las especies que tuvieron mayores niveles de Hg fueron caballa (0.73 µg g⁻¹), tiburón (0.99 µg g⁻¹), y el pez espada (0.97 µg g⁻¹), mientras que otras especies *e.g.* mojarra presentaron los niveles más bajos (0.01 µg g⁻¹). Para el presente estudio, los niveles de Hg, la información relacionada con la identificación taxonómica, lugar de captura y tallas de los organismos se proporcionan en la Tabla 11.

Tabla 11. Información biológica de los peces colectados en el estuario de Coatzacoalcos (Golfo de México)

Nombre científico	Nombre común	Hábitat	Lugar de captura	(n)	Peso g	Longitud cm	Habito alimenticio
<i>Stellifer fuerthii</i>	Ronco	M	Río Uxpanapa	28*	43 ± 21	20 ± 3	No carnívoro
<i>Oreochromis</i> sp	Mojarra	F, E	Río Uxpanapa	14*	76 ± 32	19 ± 2	No carnívoro
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Huavina	M, E	Río Uxpanapa	7	133 ± 70	31 ± 7	Carnívoro
<i>Genes dimerus</i>	Mojarra blanca	M	Río Uxpanapa	4	49 ± 19	20 ± 3	No carnívoro
<i>Trichurus nitens</i>	Cintillo	E	E-3 Pte Coatzacoalcos	6	328 ± 97	96 ± 8	Carnívoro
<i>Cichlasoma</i> sp	Samurana	F	Río Uxpanapa	21*	17 ± 5	12 ± 1	No carnívoro
<i>Oreochromis</i> sp	Mojarra	F, E	Hidalgoatlán	8	116 ± 9	23 ± 1	No carnívoro ¹
<i>Centropomus vindis</i>	Robalo	E	Río Uxpanapa	5	880 ± 244	58 ± 8	Carnívoro
<i>Lepisosteus osseus</i>	Pez lagarto	F	Arroyo San Francisco	6	578 ± 179	61 ± 6	Carnívoro
<i>Centropomus vindis</i>	Robalo	E	Laguna del Ostión	5	327 ± 25	37 ± 1	Carnívoro ¹
<i>Centropomus vindis</i>	Robalo	E	Río Calzadas	7	437 ± 44	37 ± 3	Carnívoro
<i>Ictalurus punctatus</i>	Jolotes	E, F	Coachapa	5	713	42.4	Carnívoro
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Huavina	M, E	Río Uxpanapa	18*	26 ± 78	29 ± 4	Carnívoro
<i>Stellifer fuerthii</i>	Ronco	M	El Catorce (Cantica)	22*	144.1	22.7	No carnívoro
<i>Oreochromis</i> sp	Mojarra	F, E	Río Uxpanapa	10*	415 ± 9	27 ± 1	No carnívoro
<i>Genes dimerus</i>	Mojarra Blanca	M	Río Uxpanapa	20*	184 ± 60	23 ± 3	No carnívoro
<i>Mugil curema</i>	Lisa	E	El Catorce (Cantica)	2	197	29.5	No carnívoro
<i>Genes dimerus</i>	Mojarra Blanca	M	Laguna del Ostión	8	148 ± 41	21 ± 3	No carnívoro
<i>Centropomus vindis</i>	Robalo	M	Río Uxpanapa	5	846 ± 434	46 ± 8	Carnívoro
<i>Ictalurus punctatus</i>	Jolotes	E, F	Hidalgoatlán	6	508 ± 153	36 ± 3	Carnívoro ¹
<i>Lepisosteus osseus</i>	Pez Lagarto	F	Hidalgoatlán	4	411 ± 75	43 ± 3	Carnívoro ¹
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Huavina	M, E	Coatzacoalcos	11*	377 ± 185	32 ± 5	Carnívoro
<i>Oreochromis</i> sp	Mojarra	F, E	Río Uxpanapa	6	521.8	41.49	No carnívoro
<i>Oreochromis</i> sp	Mojarra	F, E	Acaucán	6	396.3	26.5	No carnívoro
<i>Mugil curema</i>	Lisa	E	Río Uxpanapa	7	301 ± 55	32 ± 4	No carnívoro

* Muestras que fueron agrupadas para su análisis.

E, aguas estuarinas; F, agua dulce; M, aguas marinas. (Fischer et al., 1995^a, 1995b)

T.C. = Temporada cálida, T.LL. = Temporada de lluvias, T.N. = Temporada de nortes

¹Sitio control

Con la finalidad de tener una visión general acerca de los niveles de mercurio los resultados se encuentran como promedios de concentración por especie sin diferenciar el periodo de captura de las mismas (Tabla 12).

Tabla 12. Concentraciones de Hg (en base a peso seco) en peces provenientes del estuario del río Coatzacoalcos.

Especie	Músculo ($\mu\text{g Hg/g}$)	Branquias ($\mu\text{g Hg/g}$)	Hígado ($\mu\text{g Hg/g}$)
<i>Stellifer fuerthii</i>	0.296 \pm 0.084	0.102 \pm 0.071	0.450 \pm 0.188
<i>Oreochromis sp</i> ¹	0.065 \pm 0.047	0.056 \pm 0.027	0.132 \pm 0.162
<i>Gobiomorus polylepis</i>	0.438 \pm 0.492	0.082 \pm 0.070	0.633 \pm 0.662
<i>Gerres cinereus</i>	0.197 \pm 0.203	0.088 \pm 0.041	0.446 \pm 0.316
<i>Trichurus nitens</i>	0.186 \pm 0.145	0.107 \pm 0.067	0.852 \pm 0.416
<i>Ictalurus punctatus</i>	0.755 \pm 0.384	0.071 \pm 0.025	0.423 \pm 0.429
<i>Centropomus viridis</i>	0.619 \pm 0.369	0.076 \pm 0.041	0.454 \pm 0.234
<i>Lepisosteus osseus</i>	0.143 \pm 0.081	0.095 \pm 0.095	0.123 \pm 0.080
<i>Cichlasoma sp</i>	0.073 \pm 0.034	0.058 \pm 0.012	0.378 \pm 0.429
<i>Mugil curema</i>	0.087 \pm 0.037	0.052 \pm 0.011	0.677 \pm 0.040
<i>Oreochromis sp</i> ²	0.096 \pm 0.031	0.048 \pm 0.020	0.059 \pm 0.019

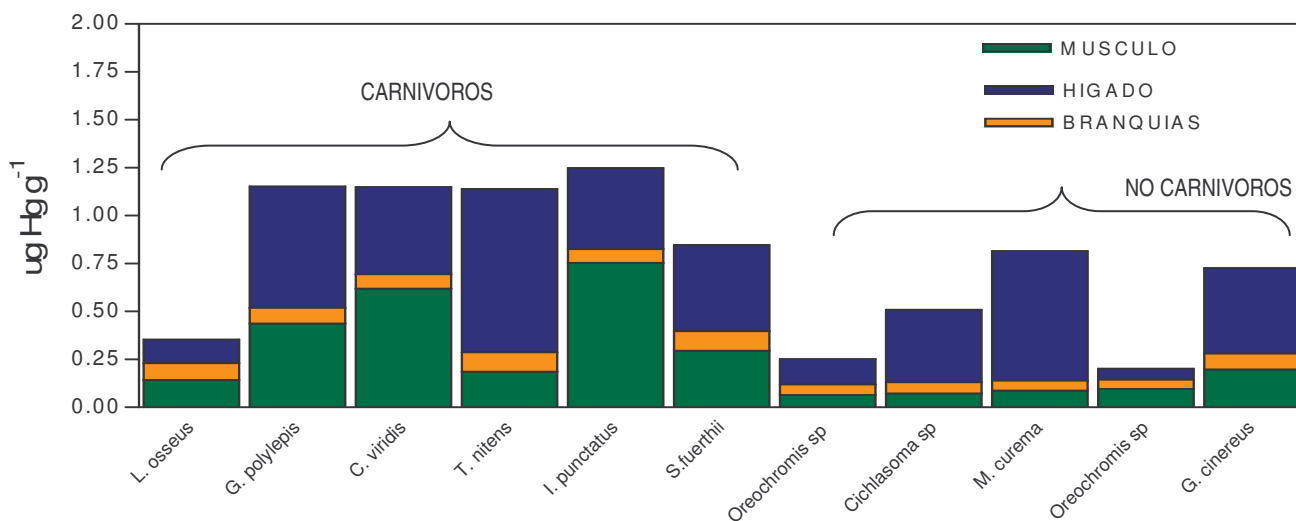


Figura 7. Niveles de Hg en tejidos de las especies provenientes del estuario del río Coatzacoalcos.

De manera global de las 12 especies de peces recolectadas, las especies que tuvieron las concentraciones más altas de mercurio en el músculo fueron *Ictalurus punctatus* con $0.755 \pm 0.384 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ y *Centropomus viridis* con $0.619 \pm 0.369 \mu\text{g Hg g}^{-1}$,

mientras que los niveles más bajos se presentaron en *Oreochromis sp* con $0.065 \pm 0.047 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ y en *Cichlasoma sp* con $0.073 \pm 0.034 \mu\text{g Hg g}^{-1}$.

Para el caso de las branquias, de manera general fue el tejido que se le detectaron los niveles más bajos de Hg en todas las especies estudiadas, siendo *Trichurus nitens* y *Stellifer fuerthii* las especies que concentraron los niveles más elevados que oscilaban entre $0.107 \pm 0.067 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ y $0.102 \pm 0.071 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ respectivamente, mientras que las especies que tuvieron los niveles más bajos fueron en *Oreochromis sp* con $0.048 \pm 0.020 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ y *Mugil curema* con $0.052 \pm 0.011 \mu\text{g Hg g}^{-1}$. Mientras que el hígado, de manera global fue el tejido que acumuló más mercurio, con excepción de *C. viridis*, *I. punctatus*, *Lepisosteus osseus* y *Oreochromis sp* que concentraron una cantidad mayor en el músculo, entretanto, las especies que tuvieron los mayores niveles de mercurio en el hígado fueron *Trichurus nitens* con $0.852 \pm 0.416 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ y *Mugil curema* con $0.677 \pm 0.040 \mu\text{g Hg g}^{-1}$, y las especies que tuvieron los niveles más bajos fueron *Oreochromis sp* (mojarra) con 0.059 ± 0.019 y *L. osseus* con $0.123 \pm 0.080 \mu\text{g Hg g}^{-1}$. El orden de concentración de mercurio por órgano para las especies *C. viridis*, *I. punctatus*, *L. osseus* y *Oreochromis sp* fue músculo>hígado>branquias, mientras que para el resto de las especies fue hígado>músculo>branquias.

Al relacionar el tipo de hábito alimenticio (Tabla 12 y Fig. 7) con los niveles de Hg encontrados en los diferentes tejidos, se observó que aquellas especies que poseen hábitos alimenticios carnívoros, fueron las que concentraron los mayores niveles de Hg, en el músculo, con excepción de *T. nitens* y *G. polylepsis* que lo concentraron en el hígado; a pesar de que *L. osseus* también es de hábito carnívoro, los niveles de Hg tanto en el músculo como en el hígado se mantuvieron bajos en comparación del resto de los organismos con hábitos alimenticios similares.

En estudios de campo se ha demostrado que la concentración de mercurio en peces tiene una correlación positiva con la talla, edad y peso (Hall *et al.* 1976a, b; Huckabee *et al.* 1979; Rada *et al.* 1986; Møhlenberg y Riisgård 1988; Greib *et al.* 1990; Leah *et al.* 1992). Sin embargo, las concentraciones de mercurio no siempre se correlacionan con el tamaño debido a las diferencias asociadas con la dieta, tiempo de residencia en un hábitat contaminado y la especie química de mercurio (Francesconi y Lenanton 1992).

En otros estudios se reportaron niveles altos de mercurio en el pez ronco amarillo *Bairdiella ronchus*, principalmente en el músculo ($3.59 \mu\text{g g}^{-1}$), estómago ($8.11 \mu\text{g g}^{-1}$) e hígado (0.17 a $3.20 \mu\text{g g}^{-1}$) Báez *et al.*, (1975, 1976). Villanueva y Páez-Osuna (1996) analizaron las concentraciones de Hg en agua, sedimentos y organismos (moluscos, crustáceos y peces) procedentes de lagunas y ríos de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Campeche, así como de mar abierto en el Golfo de México. Los mayores niveles de Hg se detectaron en la columna de agua ($7.5 \mu\text{g L}^{-1}$), en sedimentos ($10.05 \mu\text{g g}^{-1}$) y músculo del pez ronco amarillo *Bairdiella ronchus* con ($3.59 \mu\text{g g}^{-1}$) provenientes del estado de Veracruz.

La comparación realizada en el párrafo anterior pudiera no ser muy acertada, pues a pesar de que estos estudios son del Golfo de México, no son del mismo sitio o área de estudio, ni son las mismas especies analizadas, pero sirve como marco de referencia para estimar entre que intervalos se encuentran los niveles determinados en este estudio, para que en el trabajo final sirva como referencia para estimar si hubo o no aumento en los niveles de este contaminante, puesto que debido a la escasez de trabajos relacionados a este contaminante en la zona del Río Coatzacoalcos y particularmente en trabajos relacionados a determinaciones de mercurio en peces, se tendrán que hacer comparaciones con aquellas especies de similares características.

7.4 VARIACIÓN ESTACIONAL DE LOS NIVELES DE Hg EN LOS PECES ANALIZADOS

7.4.1 TEMPORADA CÁLIDA (MAYO 2005)

La época cálida, se presenta de noviembre a mayo (Britton y Morton, 1989). Los niveles de concentración en los diferentes tejidos, se muestran en la Tabla 13. En 7 de las 9 especies estudiadas se presentaron los niveles más elevados en el hígado, teniendo la siguiente secuencia de acumulación hígado>músculo>branquias, siendo el cintillo *Trichurus nitens* el que tuvo los niveles más elevados en el hígado ($0.85 \pm 0.41 \mu\text{g g}^{-1}$).

Para la especie *Gerres cinereus*, no fue posible analizar el hígado y sólo se determinaron las concentraciones de Hg en el músculo ($0.04 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$) y las branquias ($0.08 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$) y se encontró que las branquias acumularon una mayor cantidad de mercurio que el músculo (branquias>músculo).

La única especie que acumuló la mayor parte de mercurio en el músculo fue *Centropomus viridis* con valores de $0.75 \pm 0.49 \mu\text{g g}^{-1}$, seguido por el hígado con concentraciones de $0.34 \pm 0.08 \mu\text{g g}^{-1}$ y las branquias con valores de $0.11 \pm 0.05 \mu\text{g g}^{-1}$; encontrándose la siguiente secuencia de acumulación: músculo>hígado>branquias.

Como se puede observar los valores más altos se encuentran en aquellos organismos que poseen hábitos carnívoros, ya que estos acumulan una fracción de mercurio mayor que la que se encuentre en su dieta (biomagnificación) acumulando los mayores niveles en el hígado con excepción de *C. viridis* que lo acumuló en el músculo.

En el caso de *Oreochromis sp* que fue recolectada en el sitio control (Hidalgotitlán), sus niveles de mercurio son muy similares a aquellos organismos recolectados en el río Uxpanapa, éste sitio se sabe es una zona muy impactada por la industria; por otro lado las especies *S. forthii*, *G. cinereus*, *G. Polylepsis* provenientes del río Uxpanapa, tuvieron valores relativamente menores a aquellos organismos provenientes del sitio control.

Tabla 13. Concentraciones de mercurio (base peso seco) en los diferentes tejidos de los peces recolectados en el primer muestreo, temporada cálida.

Nombre	$\mu\text{g de Hg/ g p.s.}$		
	Músculo	Branquias	Hígado
<i>Stellifer fuerthii</i> ⁽¹⁾	0.13 ± 0.08	0.07 ± 0.05	0.40 ± 0.18
<i>Oreochromis sp</i> ⁽¹⁾	0.04 ± 0.008	0.04 ± 0.02	0.26 ± 0.09
<i>Gobiomorus polylepis</i> ⁽¹⁾	0.05 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.74 ± 0.65
<i>Gerres cinereus</i> ⁽¹⁾	0.04 ± 0.01	0.08 ± 0.03	N.D
<i>Trichurus nitens</i> ⁽²⁾	0.18 ± 0.14	0.11 ± 0.07	0.85 ± 0.41
<i>Cichlasoma sp</i> ⁽¹⁾	0.07 ± 0.03	0.06 ± 0.01	0.38 ± 0.43
<i>Oreochromis sp</i> ⁽³⁾	0.09 ± 0.06	0.09 ± 0.03	0.73 *
<i>Centropomus viridis</i> ⁽¹⁾	0.75 ± 0.49	0.11 ± 0.05	0.34 ± 0.08
<i>Lepisosteus osseus</i> ⁽⁴⁾	0.10 ± 0.08	0.06 ± 0.04	0.17 ± 0.071

⁽¹⁾ Río Uxpanapa, ⁽²⁾ Pte Coatzacoalcos, ⁽³⁾ Hidalgotitlán, ⁽⁴⁾ Arroyo San Francisco

* Valor obtenido en solo una muestra de tejido.

7.4.2 TEMPORADA DE LLUVIAS (SEPTIEMBRE 2005)

De igual manera que la temporada cálida los organismos que concentraron los mayores niveles de Hg fueron los de hábitos carnívoros. De manera general (como muestra la Tabla 14), el tejido que más acumuló mercurio fue el hígado, seguido por el músculo y luego las branquias, con excepción del robalo *C. viridis* proveniente del río Calzadas el cual acumuló la mayor concentración en el músculo ($0.871 \pm 0.400 \mu\text{g g}^{-1}$), seguido del hígado ($0.441 \pm 0.174 \mu\text{g g}^{-1}$) y por último las branquias ($0.073 \pm 0.043 \mu\text{g g}^{-1}$).

Los organismos que tuvieron los niveles más elevados en el hígado fueron *Gobiomorus polylepis* proveniente del río Uxpanapa con $0.803 \pm 0.755 \mu\text{g g}^{-1}$, *Mugil curema* proveniente de Cántica, el Catorce con $0.749 \pm 0.126 \mu\text{g g}^{-1}$ e *Ictalurus punctatus* proveniente de Coahuila con valores de $0.674 \pm 0.370 \mu\text{g g}^{-1}$. En el caso de las branquias los valores encontrados fueron los más bajos en relación con el hígado y el músculo, siendo *Stellifer fuerthii* ($0.138 \mu\text{g g}^{-1}$ en promedio), *Gerres cinereus* ($0.104 \mu\text{g g}^{-1}$ en promedio) y *G. polylepis* ($0.096 \mu\text{g g}^{-1}$ en promedio) los que tuvieron los niveles más elevados.

Tabla 14. Concentraciones de mercurio (base peso seco) en los diferentes tejidos de los peces recolectados en el segundo muestreo, temporada de lluvias.

Especie	Músculo $\mu\text{g Hg g}^{-1}$	Branquias $\mu\text{g Hg g}^{-1}$	Hígado $\mu\text{g Hg g}^{-1}$
<i>Gobiomorus polylepis</i> ⁽¹⁾	0.558 \pm 0.511	0.096 \pm 0.104	0.803 \pm 0.755
<i>Oreochromis sp</i> ⁽¹⁾	0.032 \pm 0.015	0.046 \pm 0.013	0.075 \pm 0.024
<i>Gerres cinereus</i> ⁽¹⁾	0.312 \pm 0.209	0.104 \pm 0.033	0.561 \pm 0.292
<i>Gerres cinereus</i> ⁽²⁾	0.055 \pm 0.026	0.051 \pm 0.051	0.158 \pm 0.148
<i>Centropomus viridis</i> ⁽²⁾	0.350 \pm 0.146	0.062 \pm 0.012	0.662 \pm 0.335
<i>Centropomus viridis</i> ⁽³⁾	0.871 \pm 0.400	0.073 \pm 0.043	0.441 \pm 0.174
<i>Mugil curema</i> ⁽⁴⁾	0.048 \pm 0.006	0.064 \pm 0.005	0.749 \pm 0.126
<i>Stellifer fuerthii</i> ⁽⁴⁾	0.473 \pm 0.994	0.138 \pm 0.149	0.497 \pm 0.519
<i>Ictalurus punctatus</i> ⁽⁵⁾	0.457 \pm 0.174	0.061 \pm 0.021	0.674 \pm 0.370

⁽¹⁾ Río Uxpanapa, ⁽²⁾ Laguna del Ostión, ⁽³⁾ Río Calzadas, ⁽⁴⁾ Cántica, el Catorce, ⁽⁵⁾ Coahuila

Para el músculo las especies que acumularon mayor cantidad de Hg fueron *C. viridis* con $0.871 \pm 0.400 \mu\text{g g}^{-1}$, *G. polylepis* con $0.558 \pm 0.551 \mu\text{g g}^{-1}$ y *S. fuerthii* con $0.457 \pm 0.174 \mu\text{g g}^{-1}$.

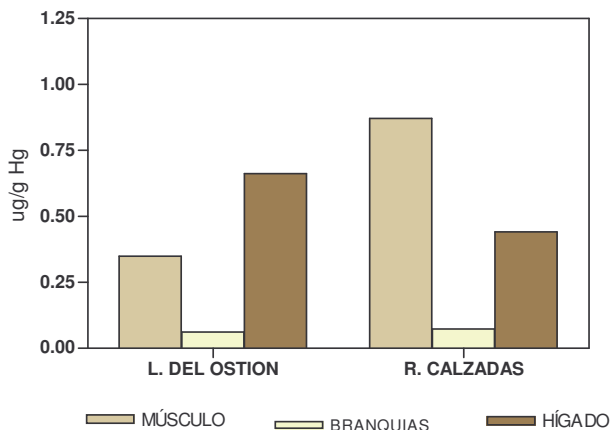


Figura 8. Niveles de Hg en *C. viridis* proveniente de la Laguna del Ostión y del río Calzadas

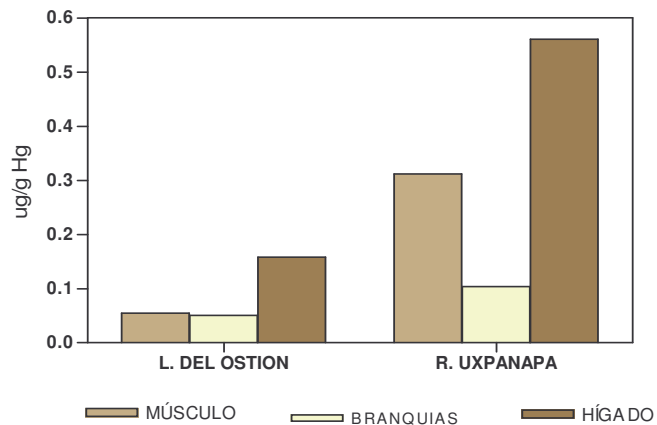


Figura 9. Niveles de Hg en *G. cinereus* proveniente de la Laguna del Ostión y del río Uxpanapa

Para *C. viridis* (Fig. 8) proveniente del río Calzadas y de la laguna del Ostión, se observa que el músculo acumuló 2.5 veces más Hg en los organismos provenientes del río Calzadas, no así para el hígado ya que los niveles estuvieron 1.5 veces más en los organismo provenientes en la laguna del Ostión, observándose la siguiente secuencia de acumulación para los organismos proveniente del río Uxpanapa músculo>hígado>branquias y para los organismos del la laguna del Ostión fue hígado>músculo>branquias.

Si se comparan la especie *Gerres cinereus* (Fig. 9) provenientes de la laguna del Ostión y del río Uxpanapa se puede observar que las muestras que provienen del río Uxpanapa fueron 3.55 veces más elevados los niveles de Hg en el hígado, 2 veces más en las branquias y 5.7 veces más en el músculo.

7.4.3 TEMPORADA DE NORTES (ENERO 2006).

Las concentraciones promedio de mercurio para los organismos recolectados en la temporada de nortes se encuentran en la Tabla 15.

En el músculo las concentraciones más altas las tuvieron *Ictalurus punctatus* con $1.003 \pm 0.329 \mu\text{g g}^{-1}$, y *Gobiomorus polylepis* con $0.869 \mu\text{g g}^{-1} \pm 0.457$, mientras que las

especies que tuvieron las menores concentraciones de Hg fueron *Oreochromis sp* y *Mugil curema* con valores de $0.106 \pm 0.059 \mu\text{g g}^{-1}$ y 0.096 ± 0.026 respectivamente. En cuanto a los niveles de mercurio en el hígado la especie que acumuló una mayor concentración fue *Mugil curema* con $0.641 \pm 0.513 \mu\text{g g}^{-1}$, seguido por *Centropomus viridis* con $0.312 \pm 0.11 \mu\text{g g}^{-1}$ y los que concentraron los niveles más bajos fueron *Lepissoteus osseus*, *Ictalurus punctatus* con $0.060 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$ en promedio.

En cuanto a los niveles de mercurio en las branquias los organismos que tuvieron los mayores niveles fueron *L. osseus* con $0.146 \pm 0.134 \mu\text{g g}^{-1}$ y *G. polylepis* con $0.075 \pm 0.017 \mu\text{g g}^{-1}$, y los que tuvieron los niveles más bajos fueron *M. curema* y *Oreochromis sp* con $0.045 \pm 0.096 \mu\text{g g}^{-1}$.

Tomando en cuenta estos valores se encontró la siguiente secuencia de acumulación músculo>hígado>branquias con excepción de *M. curema* que tuvo la siguiente secuencia de acumulación: hígado>músculo>branquias.

Tabla 15. Concentraciones de mercurio en los diferentes tejidos de los peces recolectados en la temporada de nortes.

Especie	Músculo $\mu\text{g Hg g}^{-1}$	Branquias $\mu\text{g Hg g}^{-1}$	Hígado $\mu\text{g Hg g}^{-1}$
<i>Centropomus viridis</i> ⁽¹⁾	0.479 \pm 0.232	0.066 \pm 0.043	0.312 \pm 0.115
<i>Mugil curema</i> ⁽¹⁾	0.106 \pm 0.059	0.045 \pm 0.006	0.641 \pm 0.513
<i>Ictalurus punctatus</i> ⁽²⁾	1.003 \pm 0.329	0.079 \pm 0.026	0.060 \pm 0.02
<i>Lepissoteus osseus</i> ⁽²⁾	0.183 \pm 0.061	0.146 \pm 0.134	0.060 \pm 0.02
<i>Gobiomorus polylepis</i> ⁽³⁾	0.869 \pm 0.457	0.075 \pm 0.017	0.122 \pm 0.039
<i>Oreochromis sp</i> ⁽⁴⁾	0.103 \pm 0.031	0.044 \pm 0.014	0.061 \pm 0.037
<i>Oreochromis sp</i> ⁽⁵⁾	0.096 \pm 0.026	0.048 \pm 0.170	0.059 \pm 0.015

(1) Río Uxpanapa, (2) Hidalgotitlán, (3) Río Coatzacoalcos, (4) Coachapa, (5) Acayucan

Considerando que el músculo es la porción más importante del pez (desde el punto de vista alimenticio y comercial), se puede considerar que el consumo sería la principal vía de exposición al mercurio por hacia los seres humanos; en este sentido, los peces que se encuentran en niveles tróficos superiores son generalmente los que acumulan una mayor cantidad de Hg y son los que constituyen un riesgo potencial para el hombre si se consumen cantidades elevadas con frecuencia. En la Fig. 10 se puede observar el intervalo de concentración de Hg en las diferentes especies de peces, y como se mencionó anteriormente las especies *Ictalurus punctatus* y *Gobiomorus polylepis* fueron

los que tuvieron los niveles más elevados de Hg con respecto a las otras especies analizadas.

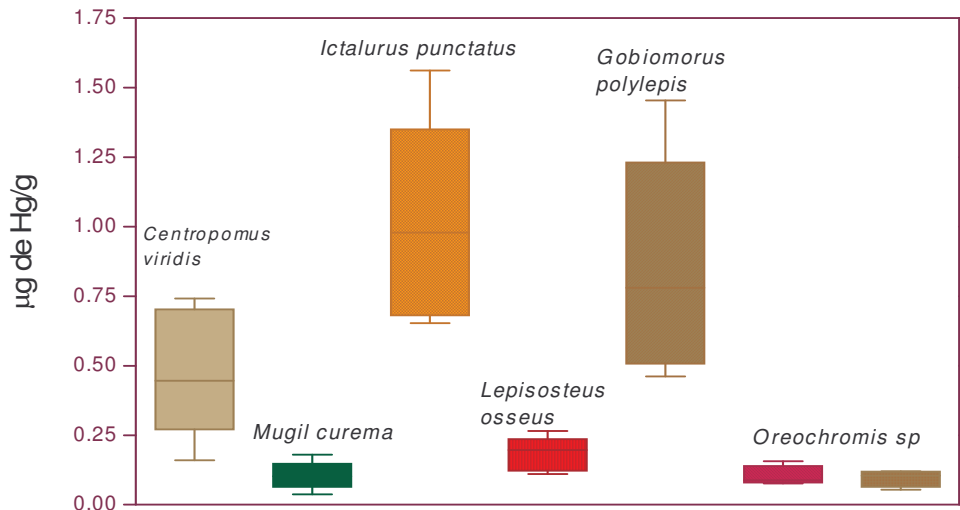


Figura 10. Concentración de Hg en músculo de peces recolectados durante la temporada de nortes.

Cabe señalar que las especies *Oreochromis sp.* recolectadas en los sitios control (Acayucan y Coachapa), fueron las que tuvieron los niveles más bajos de Hg, tanto en el músculo como en el hígado, con valores promedio en el músculo de $0.096 \pm 0.026 \mu\text{g g}^{-1}$ para los organismos capturados en Acayucan y $0.103 \pm 0.031 \mu\text{g g}^{-1}$ en promedio en el músculo de los organismos provenientes de Coachapa,

7.5 VARIACION ESTACIONAL EN ESPECIES ESTUDIADAS EN LAS TRES TEMPORADAS.

Para tener una mejor visión sobre el comportamiento estacional del Hg en los diferentes tejidos de un organismo, es mejor realizar las comparaciones con organismos que sean de la misma especie, es decir hacer sólo comparaciones intraespecíficas (Rainbow y Phillips 1993), de la misma manera como se hicieron con los moluscos bivalvos. Para este caso las únicas especies de peces que se recolectaron durante los tres muestreos

fueron el robalo (*Centropomus viridis*) y la huavina (*Gobiomorus polylepis*). En el caso particular de *C. viridis*, los individuos provenían del río Uxpanapa, laguna del Ostión y del río Calzadas, mientras que los ejemplares de *G. polylepis* se recolectaron en el río Uxpanapa y en el río Coatzacoalcos. Si bien los organismos no son del mismo sitio, se sabe que los peces son nadadores activos y se están desplazando a lo largo del cauce del río y pudieran estar reflejando concentraciones de otro sitio.

En las Tablas 16 y 17 y figuras 11 y 12 se muestran las concentraciones de mercurio presente en cada uno de las especies de peces mencionados anteriormente.

Tabla 16. Niveles de mercurio (en base peso seco) en *Centropomus viridis* durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos.

Lugar de captura	(n)	Músculo Hg µg/g		Branquias Hg µg/g		Higado Hg µg/g		Temporada
Río Uxpanapa	5	0.760	± 0.492	0.114	± 0.048	0.343	± 0.087	T.C.
Laguna del Ostión	5	0.350	± 0.146	0.062	± 0.012	0.662	± 0.335	T.LL
Río Calzadas	7	0.871	± 0.400	0.073	± 0.043	0.441	± 0.174	T.LL
Río Uxpanapa	5	0.479	± 0.232	0.066	± 0.043	0.312	± 0.115	T.N

T.C. Temporada calida; T.LL. Temporada de lluvias; T.N. Temporada de nortes

Tabla 17. Niveles de mercurio (en base peso seco) en *Gobiomorus polylepis* durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos.

Lugar de captura	(n)	Músculo Hg µg/g		Branquias Hg µg/g		Higado Hg µg/g		Temporada
Río Uxpanapa	7	0.054	± 0,024	0.070	± 0.023	0.746	± 0.651	T.C.
Río Uxpanapa	18*	0.558	± 0,511	0.096	± 0.104	0.803	± 0.755	T.LL
Coatzacoalcos	11*	0.869	± 0,457	0.075	± 0.017	0.122	± 0.039	T.N

* Muestras agupadas. T.C Temporada calida; T.LL. Temporada de lluvias; T.N. Temporada de nortes

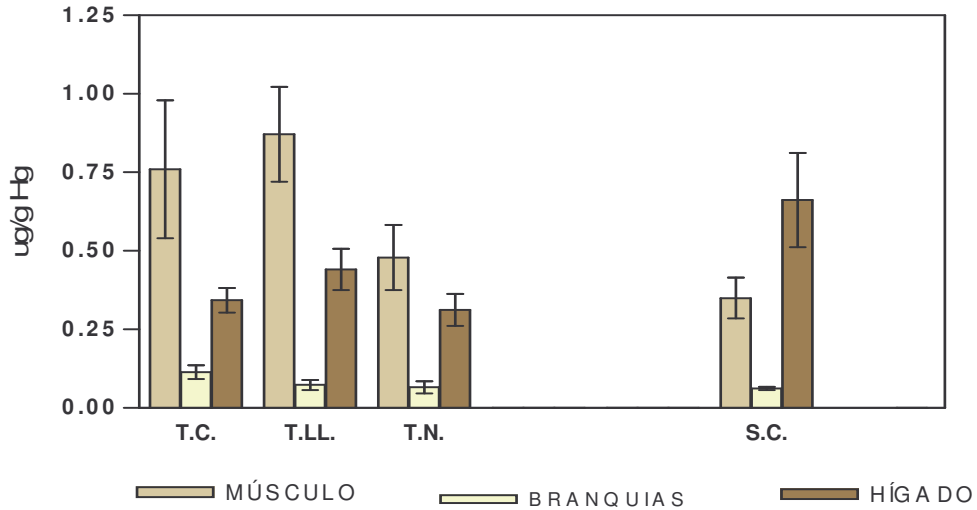


Figura 11. Niveles de mercurio en róballo (*Centropomus viridis*) durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos (S.C, Sitio control) T.C.= Temporada cálida, T.LL= Temporada de lluvias y T. N. = Temporada de nortes.

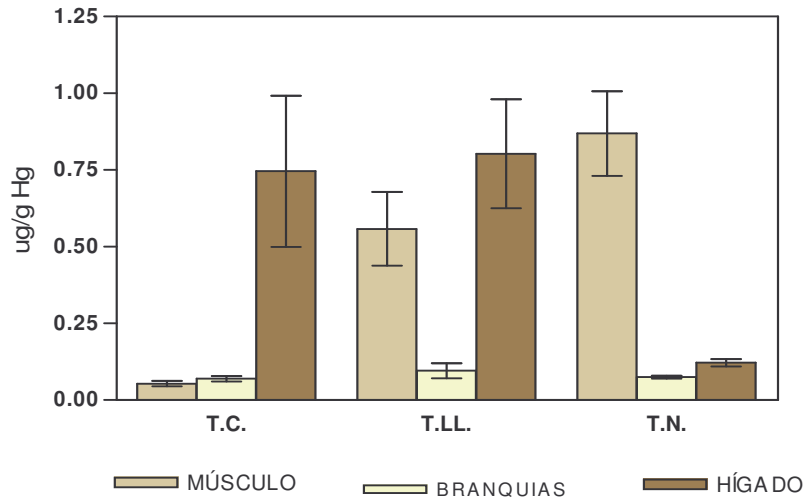


Figura 12. Niveles de mercurio en huavina (*Gobiomorus polylepis*) durante las tres temporadas de estudio en el estuario del río Coatzacoalcos. T.C.= Temporada cálida, T.LL= Temporada de lluvias y T. N. = Temporada de nortes

Para el caso del róballo (*C. viridis*), las concentraciones fueron significativamente ($P < 0.05$) mayores en el hígado de los organismos de la laguna del Ostión (temporada

de lluvias) que en el hígado de los organismos provenientes del río Uxpanapa (en temporadas cálida y de nortes).

En relación con la huavina (*G. polylepis*), las concentraciones de Hg en el músculo fueron significativamente ($P < 0.05$) menores durante la temporada cálida que en las otras temporadas; para el caso del hígado, los niveles de Hg fueron significativamente ($P < 0.05$) más elevados durante las lluvias en comparación con la temporada de nortes.

Diversos autores mencionan que la metabolización de mercurio tiende a incrementarse en los meses de verano cuando la productividad biológica y la temperatura son mayores y decrece durante el invierno cuando la productividad biológica y las temperaturas son menores (Callister y Winfrey 1986; Jackson 1986; Weis *et al.* 1986; Korthals y Winfrey 1987; Parks *et al.* 1989; Weiner y Spry, 1994; Kelly *et al.* 1995; US EPA, 1985; Windom y Kendall 1979; Rodgers y Beamish 1981; Tessier *et al.* 1994). Este comportamiento se observa en los tres tejidos analizados de *C. viridis*, mientras que en *G. polylepis* solo se puede observar este comportamiento en el hígado.

7.6 RELACIÓN HÍGADO: MÚSCULO

El mercurio inicialmente se acumula en el intestino del pez (Boudou *et al.*, 1991). No es tan fácil de transferirse de este órgano a otras partes del organismo. Después de 15 días, el 80% ha sido depurado del intestino del pez. El hígado y el riñón en el pez tienden a acumular mayores porcentajes de mercurio que en el músculo, sin embargo los porcentajes varían con respecto al órgano y especie (Windom y Kendall 1979; Riisgård y Hansen 1990).

La relación del mercurio entre el hígado y el músculo usualmente fluctúa alrededor de uno y puede reflejar la historia de la exposición del organismo. Por ejemplo, la razón de hígado:músculo menor a uno refleja una exposición crónica, mientras que una exposición reciente resulta en una razón mayor a uno (Riisgård y Hansen 1990).

La ruta de depuración principal es a través del riñón y del hígado del pez. Donde la vida media del mercurio en el organismo (como forma inorgánica) va de aproximadamente 5 días a 5 meses (Pentreath 1976a, b; Huckabee *et al.* 1979).

Como se puede observar en la Tabla 18 y en la Fig.13, en las temporadas cálida y de lluvias, la razón hígado: músculo fue menor a 1, en este caso fue el hígado el que concentró mayores niveles de mercurio respecto al músculo, con excepción del róbalo *C. viridis* que en las tres temporadas tuvo una razón hígado:músculo mayor a 1, mientras que en la temporada de nortes la razón hígado : músculo fue mayor 1, con excepción de lisa *M. curema*.

Tabla 18. Relación hígado:músculo de los organismos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos.

Especie	Lugar de captura	Relación H:M		
		>1	<1	
<i>Stellifer fuerthii</i>	Río Uxpanapa	√	0.34	TEMPORADA CALIDA
<i>Oreochromis sp</i>	Río Uxpanapa	√	0.16	
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Río Uxpanapa	√	0.07	
<i>Gerres cinereus</i>	Río Uxpanapa	N.D.	N.D.	
<i>Trichurus nitens</i>	E-3 Pte Coatzacoalcos	√	0.22	
<i>Cichlasoma sp</i>	Río Uxpanapa	√	0.19	
<i>Oreochromis sp</i>	Hidalgotitlán	√	0.13	
<i>Centropomus viridis</i>	Río Uxpanapa		√ 2.21	
<i>Lepisosteus osseus</i>	Arroyo San Francisco	√	0.62	
<i>Centropomus viridis</i>	Laguna del Ostión	√	0.53	TEMPORADA DE LLUVIAS
<i>Centropomus viridis</i>	Río Calzadas		√ 1.97	
<i>Ictalurus punctatus</i>	Coachapa	√	0.68	
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Río Uxpanapa	√	0.70	
<i>Stellifer fuerthii</i>	El Catorce (Cantica)	√	0.95	
<i>Oreochromis sp</i>	Río Uxpanapa	√	0.43	
<i>Gerres cinereus</i>	Río Uxpanapa	√	0.56	
<i>Mugil curema</i>	El Catorce (Cantica)	√	0.06	
<i>Gerres cinereus</i>	Laguna del Ostión	√	0.35	
<i>Centropomus viridis</i>	Río Uxpanapa		√ 1.53	TEMPORADA DE NORTES
<i>Ictalurus punctatus</i>	Hidalgotitlán		√ 16.75	
<i>Lepisosteus osseus</i>	Hidalgotitlán		√ 3.05	
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Coatzacoalcos		√ 7.09	
<i>Oreochromis sp</i>	Río Uxpanapa		√ 1.69	
<i>Oreochromis sp</i>	Acayucán		√ 1.63	
<i>Mugil curema</i>	Río Uxpanapa	√	0.17	

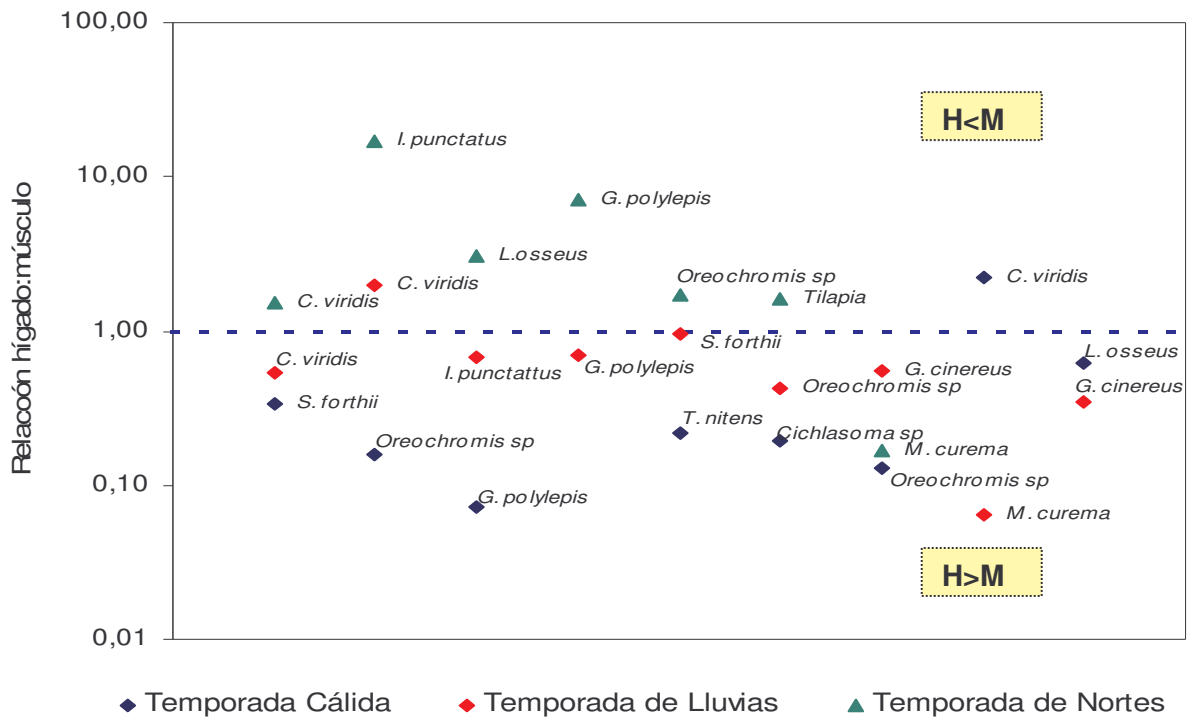


Figura 13. Razón hígado:músculo en las distintas especies durante las tres temporadas de estudio.

Estas relaciones entre los tejidos nos indican que durante las temporadas cálidas y de lluvias, el aporte de mercurio se mantiene relativamente constante, y que el hígado está constantemente metabolizando al contaminante ya que cuenta con mecanismo de transporte activo, por lo que puede captar muy diversas sustancias para almacenarlas, biotransformarlas y/o excretarlas, haciendo que en este tejido se observe una mayor concentración de mercurio con respecto al músculo, como se observan en las tablas 18 y 19. También se puede observar un aumento en la proporción en los valores hígado:músculo correspondiente a la temporada de lluvias.

Mientras que en la temporada de nortes la razón hígado : músculo se invierte, es decir se encuentra una mayor cantidad de mercurio en el músculo respecto al hígado, este cambio, pudo ser debido a varias causas, una de ellas es que durante esta temporada el aporte de mercurio al estuario pudo haber disminuido y por tanto el pez no se encuentra constantemente expuesto al contaminante y la tasa de eliminación del mercurio en el hígado sea más efectiva, otras de las causas es debido a que la vida

media del mercurio en el organismo puede variar de días a meses, aún cuando el organismo no este ingiriendo y/o absorbiendo mercurio del medio, el mercurio que se haya acumulado durante el periodo de exposición y si agregamos que la tasa de absorción fue mayor que la de eliminación, necesariamente ese mercurio que no estaba siendo eliminado, estaba siendo reabsorbido mediante el ciclo enterohepático y el organismo como mecanismo de defensa tiende a depositarlos en otros sitios distintos al hígado, en este caso el sitio de depósito del cual tenemos referencia fue el músculo, por lo cual los niveles encontrados pueden reflejar lo ocurrido meses anteriores. Sin embargo la exposición al mercurio continua durante esta temporada de nortes, donde el proveedor principal lo constituyen sedimentos del estuario que por efecto de los intensos vientos durante este periodo provocan que haya una resuspensión de los mismos los cuales quedan disponibles para la biota, donde esta aportación sumada a la acumulación en el sitio de depósito (músculo), provoca que se encuentren mayores niveles de mercurio en el sitio de depósito en comparación del sitio de metabolización, mismo que se ve reflejado en que la razón hígado:músculo sea mayor a 1.

7.7 GRANULOMETRIA DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES Y SU VARIACION ESTACIONAL

Los sedimentos costeros y estuarinos pueden estar constituidos por una mezcla de material inorgánico y orgánico que son transportados al sitio de depósito como material particulado sólido (detritus) en solución (no-detrital). Deben ser clasificados de acuerdo a su tamaño de grano y su proporción relativa de las partículas del sedimento, su color, su proporción de componentes orgánicos e inorgánicos, su composición química predominante (silíceo, calcáreo) y su composición mineralógica. La composición química de los sedimentos marinos cambia con el tamaño de grano y su composición mineralógica. Usualmente, las concentraciones de metales trazas se incrementan con la disminución del tamaño del grano del material (UNEP/IOC/IAEA, 1995).

En la Tabla 20 se presentan los parámetros fisicoquímicos y texturales determinados en las muestras de sedimento superficial correspondientes a los tres muestreos realizados.

Tabla 19. Parámetros fisicoquímicos y texturales de los sedimento superficiales del río Coatzacoalcos para las tres temporadas climáticas.

Estación	Sitio de Recolección	Arena %	Limo %	Arcilla %	Lodos %	C org %	Caco ₃ %	Al %	Hg µg/g	Clasificación
TEMPORADA CALIDA										
E-01	Allende	100			0	0.750	0.001	1.667	0.16	Arenas
E-02	Centro Portuario	100			0	0.000	0.001	1.465	0.09	Arenas
E-03	Puente Coatzacoalcos Bifurc.	63	31	6	37	0.894	0.002	3.121	0.18	Arena-limosa
E-04	Calzada/Coatza	60	34	6	40	1.519	0.006	2.621	0.10	Arena-limosa
E-05	Río Calzadas	47	48	5	53	2.996	0.003	3.064	0.09	Limo-arenoso
E-06	Río Calzadas	56	38	6	44	0.720	0.001	2.094	0.14	Arena-limosa
E-07	Nanchital	62	31	6	37	1.036	0.003	2.849	0.10	Arena-limosa
E-08	Coatzacoalcos II	63	30	7	37	1.910	0.004	4.248	0.10	Arena-limosa
E-09	Isla Guerrero	32	64	4	68	2.035	0.002	4.003	0.11	Limo-arenoso
E-10	Río Uxpanapa	42	54	5	59	2.441	0.002	3.680	0.14	Limo-arenoso
E-11	Santa Alejandrina	67	26	7	33	1.050	0.001	2.860	0.10	Arena-limosa
E-12	Capoacán	37	59	4	63	1.705	0.002	3.616	0.13	Limo-arenoso
E-13	Las Palomas	53	42	6	48	1.935	0.001	3.846	0.12	Arena-limosa
E-14	Ixhuatepec	46	48	5	53	1.818	0.002	3.746	0.10	Limo-arenoso
TEMPORADA DE LLUVIAS										
E-01 ^a	Allende	100			0.0	0.000	0.001	1.332	0.21	Arenas
E-01B	Allende	100			0.0	0.000	0.001	1.068	0.33	Arenas
E-02	Pajaritos	83.8	12.0	4.2	16.2	0.292	0.000	2.175	0.50	Arenas
E-03	Coatzacoalcos I Bifurc.	13.4	75.3	11.3	86.6	2.012	0.001	4.461	1.06	Limos
E-04	Calzadas/Coatza Terranova/	76.7	15.9	7.5	23.3	0.683	0.001	2.699	0.20	Arenas
E-05	Calzadas	100			0.0	0.082	0.000	1.691	0.11	Arenas
E-06	Río Calzadas	74.7	19.6	5.7	25.3	0.630	0.000	2.405	0.12	Arenas
E-07	Nanchital	40.1	51.5	8.4	59.9	0.402	0.000	3.089	0.12	Limo-arenoso
E-08	Coatzacoalcos II	16.7	60.2	23.1	83.3	1.231	0.003	4.235	0.15	Limo-arenoso
E-09	Isla Guerrero	13.1	68.4	18.5	87.0	1.504	0.004	4.083	0.16	Limo-arenoso
E-11	Santa Alejandrina	6.1	75.8	18.1	93.9	1.205	0.004	5.448	0.13	Limos
E-12	Capoacán	4.4	78.8	16.9	95.6	1.431	0.004	6.909	0.12	Limos
E-13	Victoria	63.2	31.9	4.9	36.8	0.775	0.002	3.701	0.07	Arena-limosa
E-14	Ixhuatepec	30.2	53.9	15.9	69.8	1.610	0.002	4.503	0.11	Limo-arenoso
E-15	Puente Otapa	17.5	65.7	16.8	82.5	1.388	0.004	5.573	0.10	Limo-arenoso
Sn. Fco A	Canal Sn Fco.	64.2	31.9	4.0	35.8	6.282	0.002	2.480	0.13	Arena-limosa
Sn. Fco B	Canal Sn Fco.	32.0	61.0	7.1	68.0	0.314	0.001	4.093	0.08	Limo-arenoso
Sn. Fco C	Canal Sn Fco.	44.2	26.3	29.4	55.8	0.773	0.002	2.734	0.08	Ar-arc-Lim

Estación	Sitio de Recolección	Arena %	Limo %	Arcilla %	Lodos %	C org %	Caco ₃ %	Al %	Hg µg/g	Clasificación
TEMPORADA DE NORTES										
E-01	Allende	100			0.0	0.147	0.000	0.703	0.03	Arena
E-02	Centro Portuario	96.79	3.03	0.17	3.2	0.585	0.005	1.541	0.03	Arena
E-03	Puente	74.83	22.23	2.95	25.2	0.958	0.002	2.248	0.02	Arena
E-04	Bifurcación Calz/Coatza	97.78	1.58	0.65	2.2	0.272	0.001	1.52	0.03	Arena
E-05	Terranova/Calzadas	100			0.0	0.247	0.002	1.460	0.01	Arena
E-06	Playada Calzada	95.24	0.99	3.77	4.8	1.601	0.002	1.630	0.06	Arena
E-07	Nanchital	58.67	38.09	3.24	41.3	0.727	0.004	2.318	0.07	Arena-limosa
E-08	Coatzacoalcos II	30.69	62.75	6.56	69.3	1.048	0.002	2.810	0.08	Limo-arenoso
E-09	Isla Guerrero	39.13	42.67	18.20	60.9	1.807	0.003	3.390	0.13	Limo-arenoso
E-11	Snta Alejandrina	20.50	74.06	5.44	79.5	1.013	0.002	2.980	0.08	Limo
E-12	Capoacán	82.01	15.74	2.25	18.0	0.225	0.002	1.951	0.17	Arena
E-13	Las Palomas	71.29	25.59	3.12	28.7	0.538	0.003	2.644	0.51	Arena
E-14	Ixhuatepec	57.30	39.14	3.56	42.7	0.709	0.004	2.892	0.09	Arena-limosa
E-15	Puente Otapa	37.22	55.48	7.30	62.8	0.836	0.002	3.015	0.11	Limo-arenoso
S Fco.	Sn Francisco	14.78	63.65	21.57	85.2	5.980	0.011	4.104	0.02	Arena-limosa
S.S Fco.	Salida Sn Fco	65.46	32.64	1.89	34.5	0.352	0.002	2.107	0.03	Arena-limosa
Vict.	Victoria	80.13	16.26	3.61	19.9	0.342	0.001	2.083	0.11	Arena

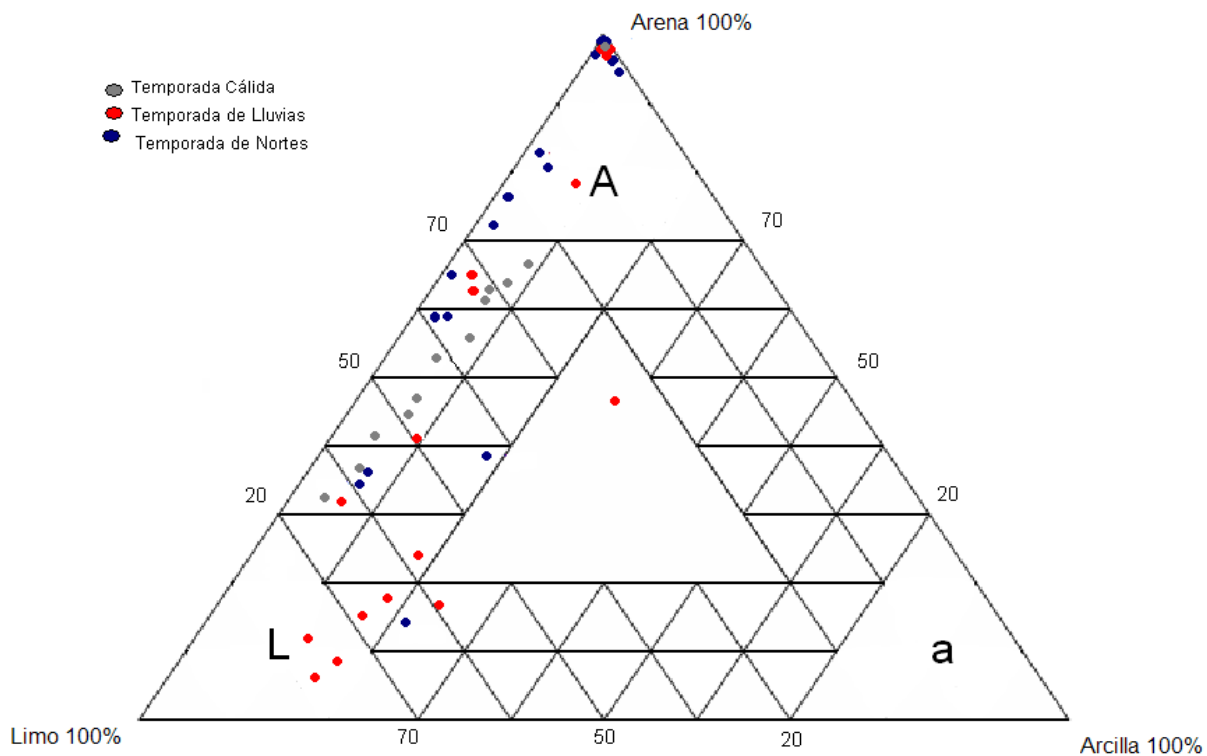


Figura 14. Triángulo de Sheppard (1954) que muestra la clasificación textural de los sedimentos durante las tres temporadas de estudio

Las características texturales de los sedimentos en un río cambian en función de la dinámica fluvial, topografía del cauce, amplitud, entre otros, además las variaciones texturales también dependen de la localidad y de la época del año (Rosales-Hoz y Carranza-Edwards, 2005). Durante la temporada cálida, el 50% de los sedimentos consistió en arenas finas, con porcentajes significativos de limos de 42.08 % y con una presencia de arcillas de 5.58 %, solamente las estaciones E-01 y E-02, correspondientes a la boca del río fueron en su totalidad arenas. Para la temporada de lluvias que comprende de Mayo a Septiembre, el 33% de los sedimentos consistieron en arenas, estas muestras corresponden desde el río Calzadas hasta las cercanías de la boca exceptuando la estación E-03 que su composición fue limosa. Por último en la temporada de “nortes”, la porción predominante fue la arenosa, el cual representa el 50%, de los sedimentos.

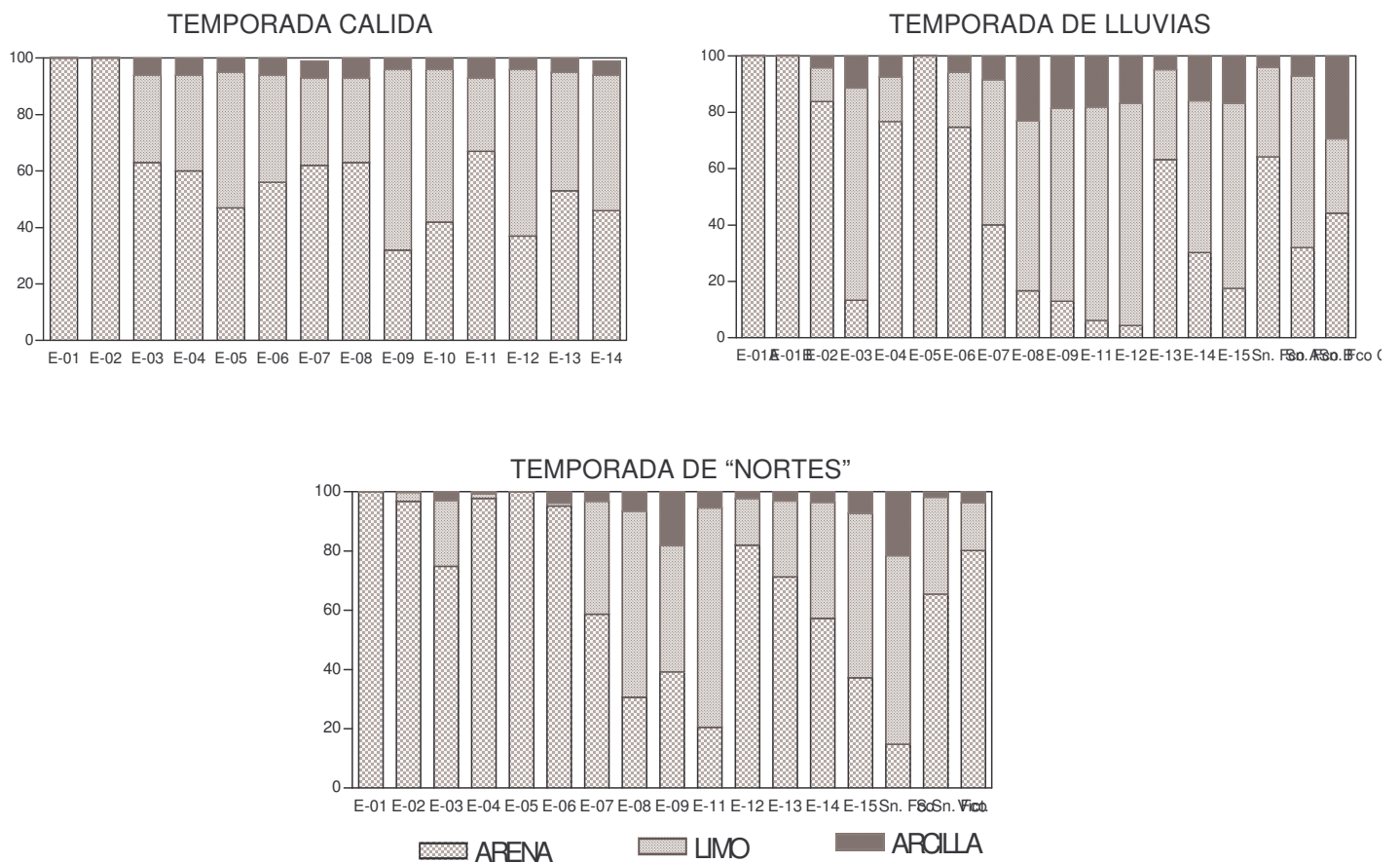


Figura 15. Composición textural del sedimentos correspondientes a las Temporadas

Los porcentajes promedio de limos muestran que durante las temporadas cálida y lluviosa sus valores son comparables (42% y 48%), sin embargo en la temporada de nortes se observa una pequeña disminución (32%), aunque esta ligera variación no muestra diferencias significativas, (Rosales-Hoz y Carranza-Edwards 2005) también observaron concentraciones elevadas de partículas finas durante los meses de agosto y en abril, muestras que registraron valores bajos durante enero. En cuanto a los porcentajes promedio de arcillas, se observó que durante las temporadas cálida y de nortes, los valores fueron comparables (5.58% y 5.62%), mientras que en la temporada de lluvias el porcentaje promedio (12.79%) fue significativamente ($r= 0.2359$, $P=0.0001$) más elevado que en las otras temporadas de estudio.

En el caso de las arenas, a pesar de que los valores promedio en los tres muestreos fueron comparables, su distribución a lo largo del río, mostró diferencias, particularmente en la temporada de “nortes”, cuando se observó una intrusión de partículas mayores río arriba, mismo que se puede observar en estaciones río arriba del sitio control (i.e E-12 y E-13) donde su composición predominante son las arenas. Otros autores como Rosales-Hoz y Carranza-Edwards (2005) también han observado que durante esta temporada se observa una mayor presencia de partículas mayores y un alto contenido de arenas.

En una misma sección el tipo de sedimentos puede variar en unos cuantos metros, p.e las partículas arenosas, de mayor tamaño de grano, hace que el mecanismo de transporte de estos sedimentos sea principalmente por saltación (Rosales y Carranza, 1998; Rosales-Hoz y Carranza-Edwards, 2005), aunque el transporte por suspensión también es importante, y se refleja en la abundancia de lodos (limos y arcillas) el cual representa el 41%, 54% y 34% para cada una de las temporadas, predominando esta forma de transporte durante la temporada de lluvias y el transporte de saltación durante las temporadas cálidas y nortes. Cambios estacionales y anuales en el tamaño de grano de los sedimentos superficiales, también han sido reportados para otras áreas como el estuario Severn (Reino Unido) (French, 1993) y la bahía de San Francisco (Luoma y Phillips, 1988).

7.7.1 VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA MATERIA ORGÁNICA Y DE LOS CARBONATOS

Los contenidos de materia orgánica y carbonatos, se encuentran resumidos en la Tabla 19 y Fig. 16. Para la temporada cálida (mayo), el contenido de materia orgánica fue de $1.49 \pm 0.79\%$ en promedio siendo las estaciones E-05, E-09 y E-10 las que tuvieron un porcentaje mayor al 2%, y en la estación E-02 el contenido de materia orgánica no fue detectable; para la temporada de lluvias el promedio fue de $1.21 \pm 1.417\%$, donde la estación correspondiente al Canal San Francisco tuvo el valor más alto de 6.282%; y para la temporada de “nortes” el valor promedio fue de $1.02 \pm 1.36\%$, siendo al igual que la temporada de lluvias la estación del Canal San Francisco la que tuvo el % más alto de 5.98%.

En cuanto al contenido de carbonatos este permaneció relativamente constante durante las tres temporadas (0.002% en promedio). Encontrándose que tanto para la materia orgánica como los carbonatos no hubo diferencias significativas entre las temporadas de estudio.

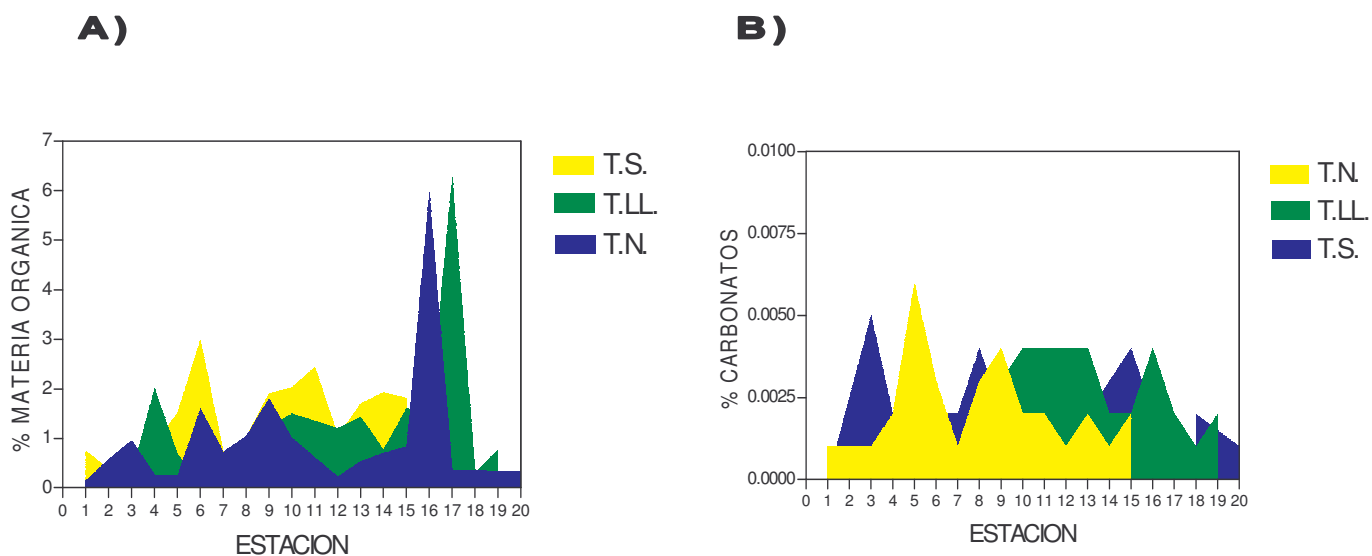


Figura 16. Variación estacional de a) materia orgánica y b) carbonatos durante las tres temporadas de estudio.

Los porcentajes de materia orgánica (5.98%) correspondientes al Canal San Francisco, sugieren que existe una fuente puntual de descarga de este tipo de material, esto si se compara con los porcentajes obtenidos a lo largo de las estaciones, se observa que los valores porcentuales oscilaron alrededor de 0.84% para la temporada de lluvias y 0.71% para la temporada de nortes, pues como se ha mencionado anteriormente, las descargas de aguas residuales tanto de la industria como de los centros de población son vertidos al río sin tratamiento previo, pues menos del 50% de ellas son tratadas (CNA, 2000).

7.8 CORRELACIÓN DEL TAMAÑO DE GRANO CON LOS CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA Y CARBONATOS

Como ha sido señalado por diferentes autores (e.g. Kuenen, 1965; Förstner y Wittmann, 1981; Salomons y Förstner, 1984; Horowitz y Elrick, 1987), el carbono orgánico muestra una correlación positiva con la disminución de tamaño de grano y el incremento del área superficial. En el presente trabajo se encontró una correlación significativa del porcentaje de materia orgánica ($r^2=0.5656$, $P=0.019$, para la temporada cálida; $r^2=0.7016$, $P<0.001$, para la temporada de lluvias; $r^2=0.3411$, $P=0.0138$ para la temporada de “nortes”) con el contenido de arcillas + limos (lodos) confirmando la afinidad de la materia orgánica de asociarse con sedimento de grano fino, mientras que en los carbonatos no se encontró ninguna correlación significativa con los diversos tamaños de granos (Fig. 17). Según Orson *et al.* (1992) la presencia de materia orgánica puede concentrar metal acumulado en el sustrato, mientras que otros han encontrado muy poca o ninguna correlación entre materia orgánica y las concentraciones de metales.

Algunos autores señalan que la capacidad de la materia orgánica para concentrar depende del elemento y de los constituyentes y tipo de materia orgánica (Swanson *et al.*, 1966; Saxby, 1969; Rashid, 1974; Bunzl *et al.*, 1976; Jonasson, 1977). Esta capacidad parece estar relacionada con algunos factores, incluyendo: área superficial grande, capacidad de intercambio catiónico alta, carga negativa superficial alta y captura física. También se relaciona con la estabilidad de los complejos constituyentes de los organo-metales.

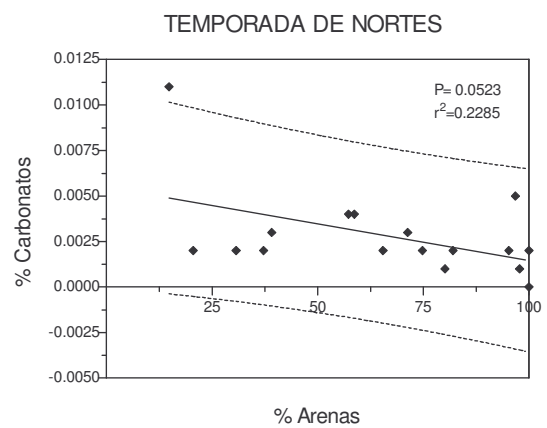
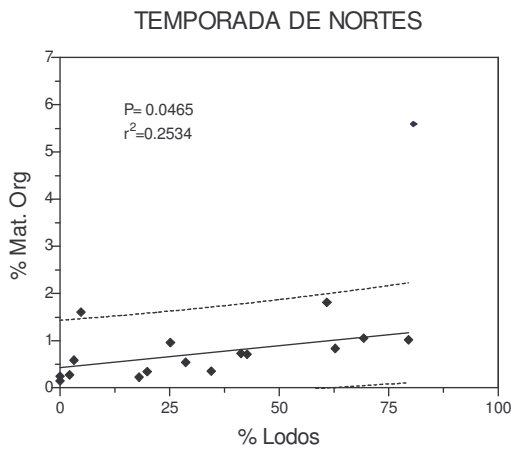
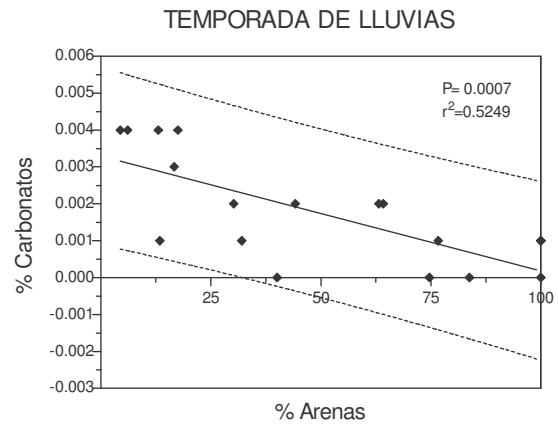
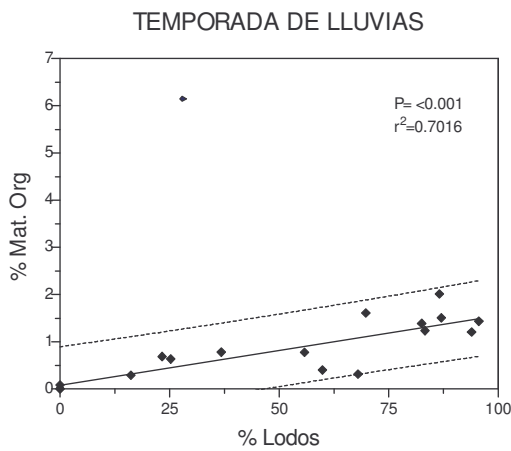
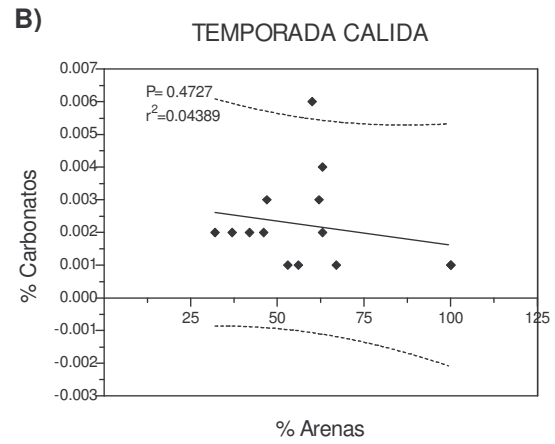
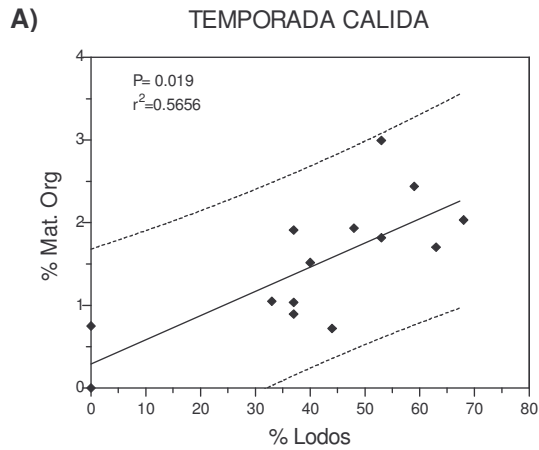


Figura 17. Correlación entre carbón orgánico y carbonatos con distintos tamaños de grano. A) Correlación entre % de materia orgánica y % de lodos, B) Correlación entre % de carbonatos y % de arenas.

7.9 CORRELACIÓN ENTRE PARÁMETROS FÍSICO QUÍMICOS Y TEXTURALES CON LA CONCENTRACION DE Hg

Con el fin de realizar comparaciones entre muestras recolectadas en diferente localización y/o diferente tiempo, una compensación por la variabilidad natural en las características geoquímicas mediante un procedimiento de normalización es necesario (TMAP Guidelines, 2000). La normalización utilizando un metal de referencia como el Al puede usarse adicionalmente o en lugar de la normalización por el tamaño de grano (Bruland *et al.*, 1974; Martín y Meybeck, 1979; Windom *et al.*, 1989). En el presente trabajo se tomó la concentración de Al en las diferentes estaciones de muestreo y se graficó contra los porcentajes de finos (lodos) para observar si existe una correlación entre ambos, para posteriormente poder correlacionar a este elemento conservativo con el metal estudiado.

En la figura 18, se muestra la correlación significativa del aluminio conforme aumenta el % de lodos ($r^2=0.8292$ en lluvias; $r^2=0.6192$ en cálida y $r^2=0.8394$ en nortes), esta afinidad permite el uso del aluminio como elemento de referencia o conservativo para efectos de normalización para el mercurio, ya que el procedimiento de normalización está basado en el hecho de que las proporciones del metal estudiado, en este caso el mercurio, en relación al elemento conservativo son relativamente constantes en la corteza (Schropp *et al.*, 1990); dichas proporciones han sido demostradas en sedimentos estuarinos y costeros (Widom *et al.*, 1989; Din, 1992; Covelli y Fontolan, 1997). Sin embargo al relacionar los valores obtenidos de mercurio con los de aluminio en las diferentes temporadas de estudio no se encontró ningún tipo de correlación, como lo muestra la figura 19, por lo que no permite establecer si las concentraciones de mercurio encontradas en el estuario, son de origen natural o si son de origen antropogénico. Debido a que la normalización con el elemento de referencia no se obtuvieron resultados satisfactorios, se procedió a realizar una normalización multielemento. En este tipo de normalización, la cuantificación de los metales pesados de interés así como el tamaño de grano y contenido de carbono orgánico, permiten establecer interrelaciones entre las variables en forma de matriz de correlación. A partir de esta matriz, los parámetros más relevantes como el tamaño de grano, la concentración de Al, el contenido de carbono orgánico pueden utilizarse para efectos de

normalización (Tabla 20), identificación de acarreadores de metales y detección de valores anómalos de metales pesados.

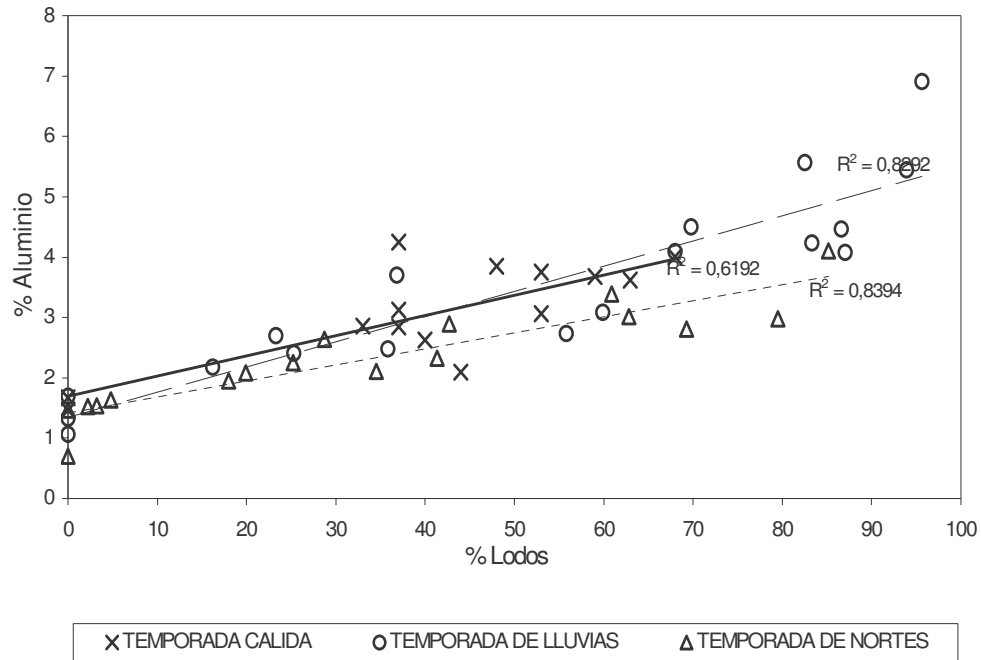


Figura 18. Correlación entre el porcentaje de Al y lodos durante las tres temporadas de estudio.

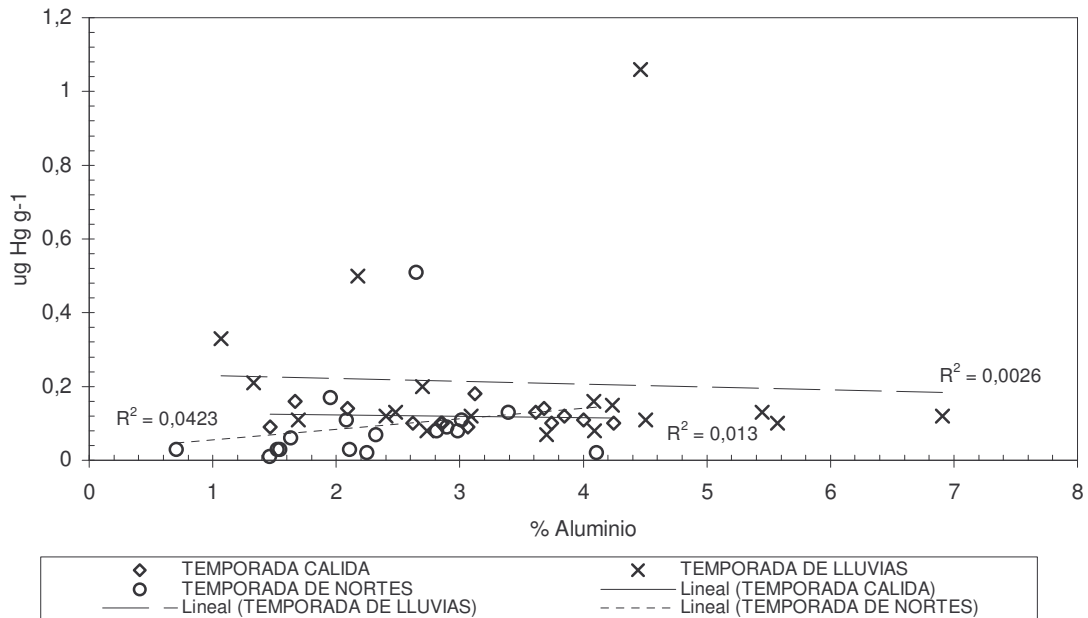


Figura 19. Correlación entre concentración de mercurio y Al durante las tres temporadas de estudio.

Tabla 20. Coeficiente de correlación entre los factores fisicoquímicos y las concentraciones de mercurio determinados en sedimentos superficial del río Coatzacoalcos.

	Arena	Limo	Arcilla	Lodos%	C org	CaCO ₃	Al	Hg
TEMPORADA CALIDA								
Arena	1							
Limo	-0.999	1						
Arcilla	0.949	-0.948	1					
Lodos%	-1.000	1.000	-0.939	1				
C org	-0.747	0.590	-0.465	0.752	1			
CaCO ₃	-0.160	-0.260	0.182	0.157	0.320	1		
Al	-0.785	0.449	-0.293	0.787	0.740	0.199	1	
Hg	0.080	0.025	-0.068	-0.071	-0.204	-0.256	-0.089	1
TEMPORADA DE LLUVIAS								
Arena	1							
Limo	-0.967	1						
Arcilla	-0.638	0.422	1					
Lodos%	-1.000	0.967	0.638	1				
C org	-0.253	0.054	-0.138	0.253	1			
CaCO ₃	-0.751	0.654	0.644	0.751	0.316	1		
Al	-0.911	0.867	0.421	0.911	0.190	0.796	1	
Hg	-0.038	0.130	-0.168	0.039	0.045	-0.213	-0.047	1
TEMPORADA DE NORTES								
Arena	1							
Limo	-0.983	1						
Arcilla	-0.712	0.573	1					
Lodos%	-1.000	0.983	0.712	1				
C org	-0.584	0.427	0.846	0.584	1			
CaCO ₃	-0.449	0.286	0.641	0.449	0.879	1		
Al	-0.916	0.848	0.854	0.916	0.682	0.607	1	
Hg	-0.073	-0.024	-0.074	0.073	-0.145	-0.075	0.216	1

Como se observa en la tabla 20, no hay una correlación significativa del mercurio con ninguna de las fracciones granulométricas. La normalización de las concentraciones del elemento con respecto a la concentración del Al ($C_{\text{elemento}}/C_{\text{Al}}$) es un procedimiento ampliamente utilizado para minimizar los efectos del tamaño de grano en el sedimento (Lim, *et al.*, 2006), obteniéndose una proporción entre el mercurio y el aluminio, de 0.03 ± 0.01 , esto se realizó con el objeto de poder determinar cuáles estaciones se encuentran enriquecidas con este metal, aquellos valores que se encuentran por encima de esta proporción se consideran sitios enriquecidos.

Esta proporción surge de dividir la concentración de Hg entre la concentración de Al correspondiente para cada sitio, y la tendencia muestra que la mayoría de los valores oscilan entre 0.03 ± 0.01 y solo algunos sobrepasan esta proporción, por lo que se puede decir que la proporción Hg/Al es constante y que solo en determinados sitios donde esta proporción es mayor se puede inferir que hay excesos de aporte de Hg. En la Tabla 21, se observan aquellas estaciones con una proporción Hg/Al mayor a 0.03 ± 0.01 .

Tabla 21. Estaciones que tuvieron altas concentraciones de Hg en el sedimento.

ESTACION	Al %	Hg ug/g	Hg/Al	
E-01	1.667	0.16	0.09	
E-02	1.465	0.09	0.06	TEMPORADA
E-03	3.121	0.18	0.06	CALIDA
E-06	2.094	0.14	0.06	
E-01A	1.332	0.21	0.16	
E-01B	1.068	0.33	0.30	
E-02	2.175	0.50	0.23	TEMPORADA
E-03	4.461	1.06	0.24	DE LLUVIAS
E-04	2.699	0.20	0.07	
E-05	1.691	0.11	0.06	
E-06	2.405	0.12	0.05	
E-12	1.951	0.17	0.09	TEMPORADA
E-13	2.644	0.51	0.19	DE NORTES
Vict.	2.083	0.11	0.05	

y como se observa durante las temporadas cálida y lluviosa estos sitios corresponden a las cercanías de la boca del río, no obstante durante la temporada de nortes los sitios enriquecidos corresponden a las estaciones ubicadas en las cercanías del sitio control (Hidalgotitlán).

7.10 VARIACIÓN ESTACIONAL DEL MERCURIO

Los análisis estadísticos muestran que sólo existen diferencias significativas al comparar las concentraciones promedio de mercurio entre las temporadas de lluvias y de nortes ($P < 0.05$, $r = 0.07347$, $F = 3.767$).

Durante la temporada cálida los valores promedio de Hg fueron de $0.12 \pm 0.028 \mu\text{g g}^{-1}$, las estaciones E-01 ($0.16 \mu\text{g Hg g}^{-1}$), E-02 ($0.09 \mu\text{g Hg g}^{-1}$), E-03($0.18 \mu\text{g Hg g}^{-1}$), E-06 ($0.14 \mu\text{g Hg g}^{-1}$) tuvieron los niveles más elevados, estas estaciones corresponden a la desembocadura del río con excepción de la E-06 que corresponde al río Calzadas, cerca de donde se le unen los arroyuelos que provienen de las inmediaciones de la empresa Fertimex y una fábrica de yeso.

Para la temporada de lluvias los valores promedio de Hg fueron de $0.21 \pm 0.236 \mu\text{g g}^{-1}$, la estación E-03 tuvo el nivel más alto con $1.06 \mu\text{g g}^{-1}$. De igual manera como se observó para la biota estudiada, el aporte que recibe el río durante esta temporada, a causa del escurrimiento superficial, provoca que haya un aumento en las concentraciones de mercurio en los sedimentos, debido a la carga tanto sedimentaria como fluvial que ocurre durante este ciclo.

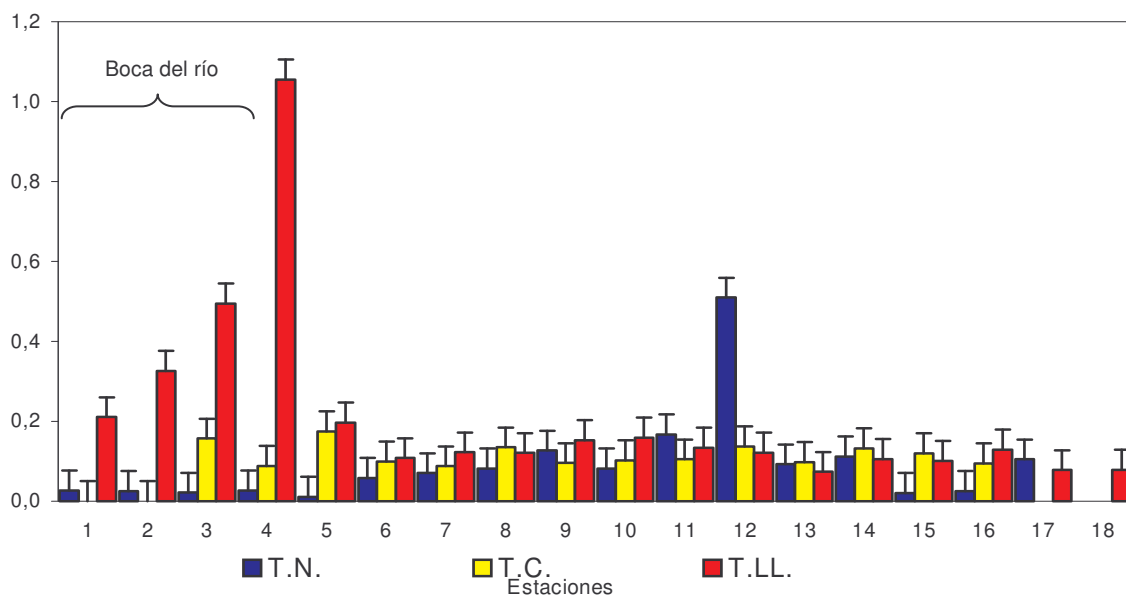


Figura 20. Variación estacional de las concentraciones de mercurio en sedimento superficial

Mientras que en la temporada de nortes, los valores encontrados fueron relativamente más bajos respecto a las otras dos temporadas donde los valores promedio estuvieron alrededor de $0.092 \pm 0.116 \mu\text{g Hg g}^{-1}$, donde las estaciones que tuvieron los valores más altos fueron las que se encontraron río arriba, (E-12, E-13 y Victoria con 0.17, 0.50

y $0.11 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ respectivamente). Estas estaciones de muestreo se encuentran ubicadas río arriba cerca de la ciudad de Minatitlán, y del sitio control (Hidalgotitlán), esta redistribución observada, tomando en cuenta que en las otras dos temporadas los valores más elevados se encontraban en las cercanías de la desembocadura del río, pudiera ser atribuido a la fuerte influencia que provocan los intensos vientos (“nortes”) (Bravo-Álvarez *et al.*, 1996), que penetra desde el mar hacia el continente, provocando una resuspensión de las partículas, acarreado este material sedimentario hacia la parte alta del río, haciendo que se acumulen en zonas alejadas de la boca del río.

Al comparar estos valores con otros sitios del país, también se observa que el 80% de los valores registrados durante la temporada de nortes son comparables con los mínimos encontrados en la Laguna la Paz, B.C.S ($0.020 \mu\text{g g}^{-1}$) y en Bahía de Guaymas ($0.030 \mu\text{g g}^{-1}$), el resto se encuentra por encima de estos valores, al igual que las otras dos temporadas.

Si se compara los valores en las diferentes temporadas con los registrados en otros estudios (Tabla 22), los niveles en las temporadas cálida y de “nortes” (con excepción del sitio E-13 con $0.51 \mu\text{g g}^{-1}$) estuvieron por debajo a los encontrados en los sedimentos superficiales de los mares Shirami ($0.305 \mu\text{g g}^{-1}$) y Okhotsk ($0.390 \mu\text{g g}^{-1}$) en Minamata Japón, dichos lugares se consideran como impactados por la presencia de Hg y se requiere tener medidas de precaución para evitar problemas de salud humana. Sin embargo, los valores registrados durante la temporada de lluvias son comparables a los encontrados en esos sitios puesto que las concentraciones de Hg en el presente estudio fluctuaron de 0.21 a $0.236 \mu\text{g g}^{-1}$ y hubo un sitio la estación E-03 ($1.06 \mu\text{g g}^{-1}$) que su valor puede ser comparado con los encontrados en el Mar Tirreno ($1.62 \mu\text{g g}^{-1}$) y en el Estuario de Nerbioi ($0.97 \mu\text{g g}^{-1}$) en España. De igual forma al comparar los niveles de Hg encontrados en estudios anteriores en la misma zona, se observa que existen variaciones en las concentraciones de mercurio (Fig. 21), mostrando una tendencia a la baja, este decremento puede atribuirse al lugar donde se recolectó la muestra, ó que la fuente de suministro del metal al río se controló. Además también hay que considerar que las variaciones de las concentraciones en los sedimentos dependen del comportamiento de la descarga industrial, de la tendencia del mercurio a sedimentarse y de las características del sedimento, el cual puede sostener poblaciones

de organismos, principalmente bacterias, cuya actividad metabólica permite la incorporación al medio del mercurio en forma orgánica, por su capacidad metiladora, así como por la afinidad que tiene el mercurio a la materia orgánica (Landner 1970, Hartung, 1972), los cuales pueden prolongar el tiempo de residencia aun cuando la fuente haya sido removida.

Tabla 22. Comparación de los niveles de mercurio en sedimentos de diferentes sitios.

Sitio	µg Hg/g		Referencia
	Min	Max	
Estuario de Nerbioi-Ibaizabal, España	0.97	5.73	Sanz-Landaluze <i>et al.</i> (2004)
Mar Tirreno (Mediterráneo)	1.82	—	Bargagli <i>et al.</i> 1998
Mar Shirami (Minamata, Japón)	0.305	—	Takeuchi (1972)
Mar Okhotsk (Minamata Japón)	0.390	—	Takeuchi (1972)
Laguna la Paz, B.C.S. (México)	0.020	—	Kot <i>et al.</i> (1999)
Bahía de Guaymas	0.03	2.3	Green-Ruiz <i>et al.</i> (2005)
Río Coatzacoalcos	0.062	57.94	Acosta, 2001
Río Coatzacoalcos	0.56	1.42	Báez <i>et al.</i> (1975)
Río Coatzacoalcos	0.11	57.94	Ochoa <i>et al.</i> (1975)
Río Coatzacoalcos	51.27	—	Pérez Zapata <i>et al.</i> (1984)
Río Coatzacoalcos	0.125	—	Botello y Pérez-Osuna 1986
Río Coatzacoalcos	10.05	—	Villanueva y Páez-Osuna (1996)
Río Coatzacoalcos	0.09	0.14	Presente trabajo (T.C.)
Río Coatzacoalcos	0.07	1.06	Presente trabajo (T.LL.)
Río Coatzacoalcos	0.01	0.51	Presente trabajo (T.N.)

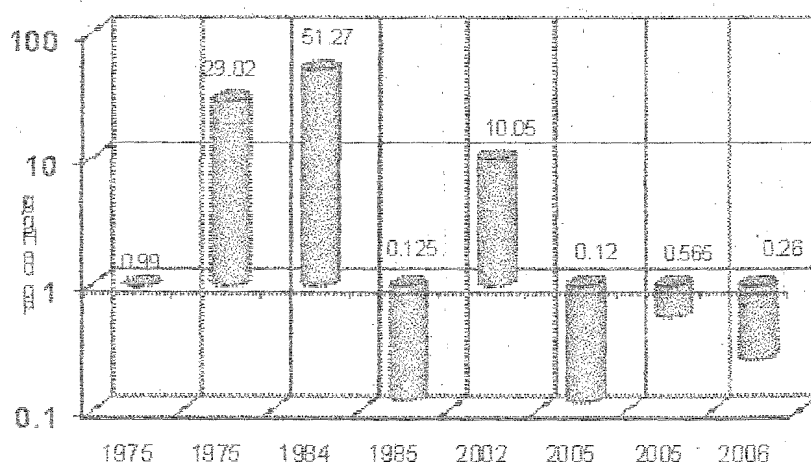


Figura 21. Variación de mercurio en muestras de sedimento superficial provenientes del río Coatzacoalcos

7.11 FACTOR DE ENRIQUECIMIENTO E ÍNDICE DE GEOACUMULACIÓN

Los Igeo miden el grado de contaminación de sustancias orgánicas e inorgánicas en el suelo (Loska *et al.*, 1997; Moreira y Boaventura, 2003), los EF informan de la dinámica de un contaminante inorgánico o un elemento químico de la corteza terrestre que puede ser transportado por lluvia, viento o por fuentes antropogénicas (Hansen *et al.*, 1995; Reiman y de Caritat, 2000). Las concentraciones de mercurio cuando $EF < 10$ corresponden a sedimentos 'menos contaminados' o 'semicontaminados', moderadamente enriquecido, e indica otra fuente de enriquecimiento adicional a la roca madre. Cuando $EF > 10$ corresponden a sedimentos contaminados, e indica un alto enriquecimiento y muestra que existe una grave contaminación de origen antropogénico.

Los EF en el presente trabajo estuvieron entre 1 y 68; según la clasificación de Lawson y Winchester (1979) y Tiller *et al.* (1989). La temporada de lluvias tuvo los valores de EF más elevados y en un mayor número de estaciones, seguida de la temporada cálida y en menor medida la temporada de nortes (Tabla 23 y Fig. 22).

Para la temporada cálida el 28.57% de las muestras de sedimentos tuvieron un $EF > 10$ donde según la clasificación son sedimentos contaminados, estos sedimentos corresponden a las estaciones E-01, E-02, E-03 y E-06, las cuales corresponden a las estaciones cerca de la boca, mientras que el resto tuvo un $EF < 10$, que indica que los sedimentos se encuentran 'semicontaminados'.

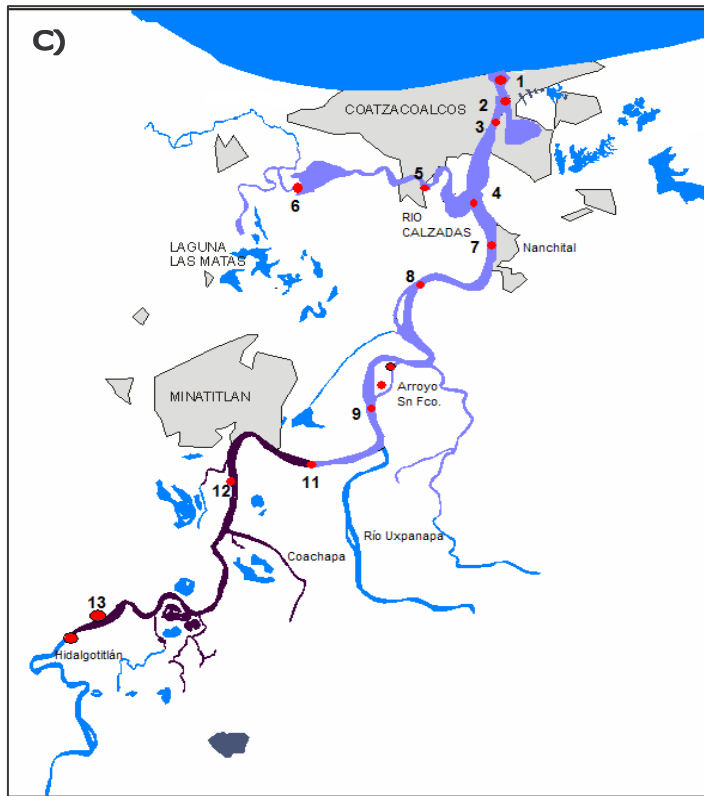
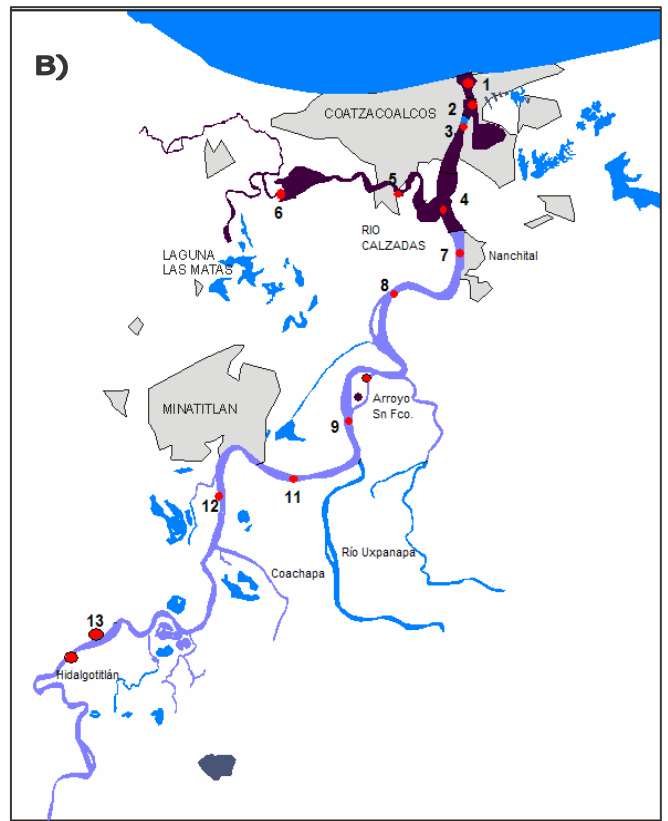
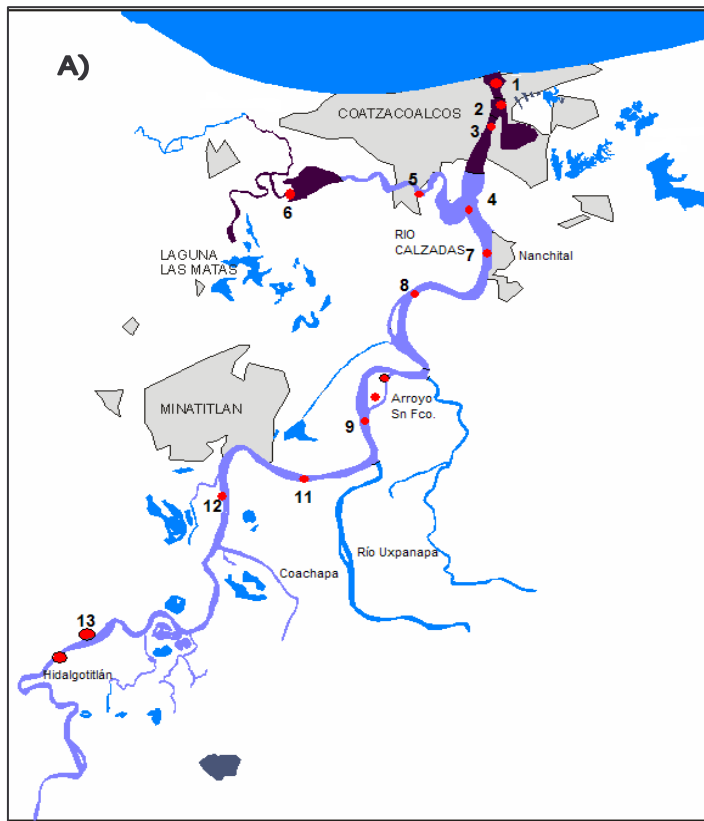
En la temporada de lluvias el 42.10% de los sedimentos tuvieron un $EF > 10$, estas estaciones corresponden a las estaciones cercanas a la boca del río Coatzacoalcos y a estaciones ubicadas en el río Calzadas (E-05 y E-06), así como a la estación E-11 la cual corresponde a la zona cercana a Minatitlán, mientras que el resto tuvo un $EF < 10$.

Para la temporada de nortes sólo 3 estaciones, (E-12, E-13 y Victoria) que representan el 16.66%, tuvieron un $EF > 10$, estas estaciones están ubicadas entre las poblaciones de Minatitlán e Hidalgotitlán, el resto de las estaciones tuvieron un $EF < 10$.

Tabla 23. Factores de enriquecimiento en sedimento superficial del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz.

Estación	EF	Descripción	Estación	EF	Descripción
<i>TEMPORADA CALIDA</i>					
E-01	21.059	S.C	E-13	4.449	S.M
E-02	13.431	S.C	E-14	5.255	S.M
E-03	12.560	S.C	E-15	4.049	S.M
E-04	8.546	S.M	Sn. Fco A	11.717	S.C.
E-05	6.398	S.M	Sn. Fco B	4.284	S.M
E-06	14.440	S.C	Sn. Fco C	6.428	S.M
E-07	7.504	S.M	Victoria	35.379	S.M
E-08	5.399	S.M			
E-09	5.875	S.M			
E-10	8.370	S.M			
E-11	7.635	S.M			
E-12	8.207	S.M			
E-13	6.960	S.M			
E-14	5.680	S.M			
<i>TEMPORADA DE LLUVIA</i>					
E-01A	35.379	S.C			
E-01B	68.315	S.C			
E-02	50.999	S.C			
E-03	53.013	S.C			
E-04	16.366	S.C			
E-05	14.336	S.C			
E-06	11.395	S.C			
E-07	8.743	S.M			
E-08	8.062	S.M			
E-09	8.768	S.M			
E-11	5.494	S.M			
E-12	3.939	S.M			
<i>TEMPORADA DE NORTES</i>					
			E-01	8.489	S.M
			E-02	3.669	S.M
			E-03	2.145	S.M
			E-04	4.022	S.M
			E-05	1.641	S.M
			E-06	8.088	S.M
			E-07	6.782	S.M
			E-08	6.527	S.M
			E-09	8.386	S.M
			E-11	6.193	S.M
			E-12	19.230	S.C
			E-13	43.194	S.C
			E-14	7.149	S.M.
			E-15	8.305	S.M.
			Sn. Fco A	1.108	S.M.
			Sn. Fco B	2.750	S.M
			Victoria	11.297	S.C

S.C = Sedimento contaminado Indica un alto enriquecimiento y muestra que existe una grave contaminación de origen antropogénico; S.M. =Sedimentos semicontaminado o moderadamente enriquecido, e indica otra fuente de enriquecimiento adicional a la roca madre



EF < 10: sedimentos semicontaminados
 EF > 10: sedimentos contaminados

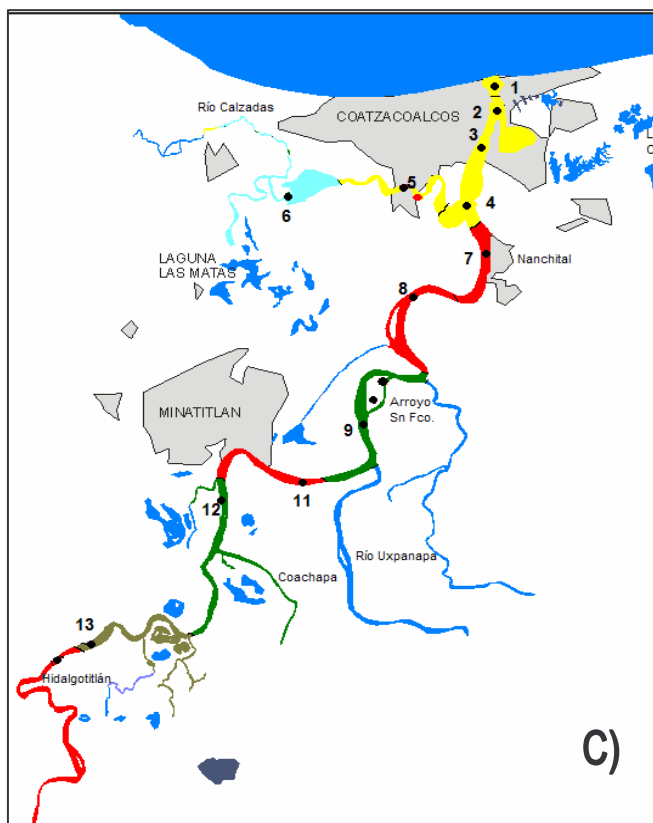
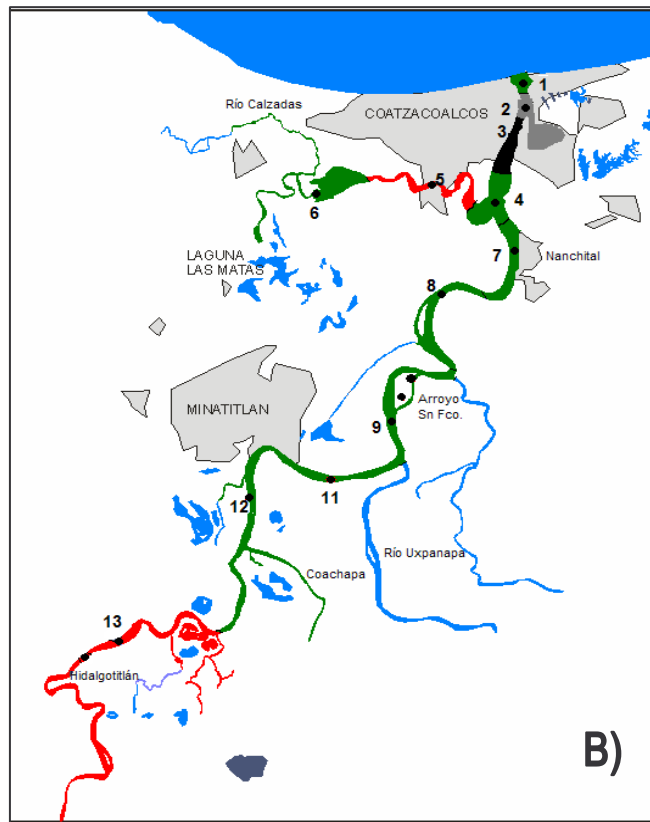
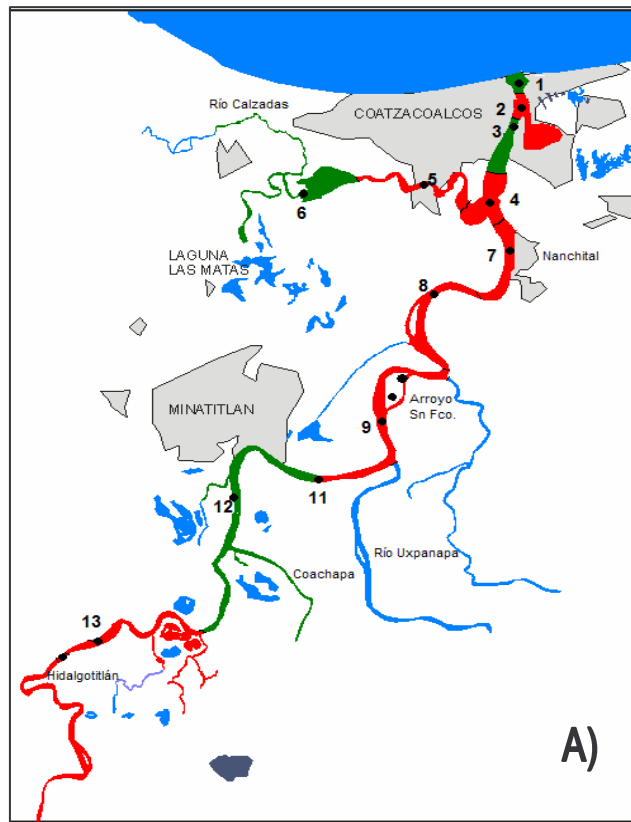
Figura 22. Factor de enriquecimiento de los sedimentos recolectados en las distintas temporadas. A) Temporada de lluvias, B) Temporada cálida, C) Temporada de nortes

En el caso de los índices de geoacumulación (Igeo), se determinaron varias clases, de acuerdo al valor de los mismos, dichas clases indican la intensidad de contaminación, según la clasificación de Müller (1979) y Loska *et al.* (1997). Los grupos son desde sedimentos no contaminados (clase 0, Igeo<0) a extremadamente contaminado (clase 6, Igeo>5). La temporada de lluvias tuvo los Igeo más altos, seguida de la temporada de cálida y por último la temporada de nortes (Tabla 24, Fig. 23).

Tabla 24. Índices de geoacumulación (Igeo) en sedimento superficial del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz

Estación	Igeo	Clase	Intensidad de Contaminación	Estación	Igeo	Clase	Intensidad de Contaminación
<i>TEMPORADA CALIDA</i>							
E-01	2.385	3	MC a FC	E-12	2.018	3	MC a FC
E-02	1.550	2	MC	E-13	1.293	2	MC
E-03	2.544	3	MC a FC	E-14	1.816	2	MC
E-04	1.737	2	MC	E-15	1.748	2	MC
E-05	1.544	2	MC	Sn. Fco A	2.112	3	MC a FC
E-06	2.170	3	MC a FC	Sn. Fco B	1.384	2	MC
E-07	1.670	2	MC	Sn. Fco C	1.387	2	MC
E-08	1.771	2	MC	<i>TEMPORADA DE NORTES</i>			
E-09	1.807	2	MC	E-01	-0.171	0	NC
E-10	2.196	3	MC a FC	E-02	-0.250	0	NC
E-11	1.700	2	MC	E-03	-0.479	0	NC
E-12	2.143	3	MC a FC	E-04	-0.134	0	NC
E-13	1.994	2	MC	E-05	-1.489	0	NC
E-14	1.663	2	MC	E-06	0.972	1	NC a MC
<i>TEMPORADA DE LLUVIAS</i>				E-07	1.226	2	MC
E-01A	2.809	3	MC a FC	E-08	1.448	2	MC
E-01B	3.440	4	FC	E-09	2.081	3	MC a FC
E-02	4.045	5	FC a EC	E-11	1.457	2	MC
E-03	5.137	6	EC	E-12	2.481	3	MC a FC
E-04	2.716	3	MC a FC	E-13	4.087	5	FC
E-05	1.851	2	MC	E-14	1.622	2	MC
E-06	2.028	3	MC a FC	E-15	1.898	2	MC
E-07	2.007	3	MC a FC	S Fco.	-0.563	0	NC
E-08	2.345	3	MC a FC	S.S Fco.	-0.214	0	NC
E-09	2.413	3	MC a FC	Vict.	-0.171	0	NC
E-11	2.155	3	MC a FC				

NC= No contaminado; MC= Moderadamente contaminado, MC a FC = Moderadamente contaminado a Fuertemente contaminado; FC= Fuertemente contaminado; FC a EC=Fuertemente contaminado a Extremadamente contaminado; EC= Extremadamente contaminado



Clase	Intensidad de contaminación
0	NC
1	NC a MC
2	MC
3	MC a FC
4	FC
5	FC a EC
6	EC

Figura 23. Índices de geoacumulación de los sedimentos recolectados en las distintas temporadas. A) Temporada de lluvias, B) Temporada cálida, C) Temporada de nortes

Durante la temporada cálida, el 35.71 % de las estaciones tuvieron una clasificación clase 3, la cual indica que son sedimentos que van de moderadamente contaminados a fuertemente contaminados, siendo las estaciones E-01, E-03, E-06, E-10 y E-12, las que se encuentran dentro de esta clasificación, mientras que el resto de las estaciones (que representan el 64.42% del total) se encuentran dentro de la clase 2, el cual indica que son sedimentos que son moderadamente contaminados.

Para la temporada de lluvias, el 50% de las estaciones analizadas presentaron un Igeo clase 3, indicando un grado de contaminación que va de moderadamente contaminado a fuertemente contaminado, el 33.33% se encontró en la clase 2, la cual indica que son sedimentos con una moderada contaminación, mientras que las estación E-01B, E-02 y E-03 que representan el 5.55% cada una se encontraron con una clasificación de 4, 5, y 6 respectivamente, lo cual indica que los sedimentos tienen una intensidad de contaminación que va de fuertemente contaminada (E-01B), de fuertemente contaminada a extremadamente contaminada (E-02) y extremadamente contaminada (E-03).

Mientras que en la temporada de nortes, el 47.05% se encuentran como sedimentos no contaminados (clase 0, Igeo>0), el 5.88% como sedimentos que van de no contaminados a moderadamente contaminados que corresponde a la estación E-06 (Igeo entre 0-1, clase 1), el 11.76% son sedimentos moderadamente contaminados a fuertemente contaminados (Igeo entre 2-3, clase 3) los cuales corresponden a las estaciones E-09 y E-12, y la estación E-13 que se encontró en la clase 4 (Igeo entre 3-4) la cual corresponde a sedimentos fuertemente contaminados.

Al igual que el factor de enriquecimiento (EF), los índices de geoacumulación presentaron la siguiente tendencia respecto a las temporadas donde se encontraron los valores más altos tanto de los EF e Igeo, siendo la siguiente: Temporada de lluvias > Temporada cálida > Temporada de nortes.

Estas clasificaciones nos indican de manera general que la región se encuentra impactada por mercurio, y se presentan temporadas donde el nivel de riesgo es mayor, observándose que durante la temporada de lluvia el aporte de mercurio es mayor, donde la lluvia y el escurrimiento provocada por la misma, se convierten en los

principales acarreadores de este contaminante durante esta temporada, pues es durante esta temporada donde se presentan los valores de EF e Igeo más elevados.

7.12 FACTOR DE ACUMULACIÓN BIOTA/SEDIMENTO

La importancia de poder relacionar los niveles de mercurio en los sedimentos con respecto a los organismos, es debido a que los sedimentos constituyen una vía de exposición a todas las formas de mercurio por los organismos acuáticos (Luoma 1977; Rubinstein *et al.*, 1983), además que puede actuar como una fuente de contaminación (Villares *et al.*, 2001)

Si se analiza el significado de la relación entre las concentraciones medias de los organismos y la de los sedimentos circundantes, se puede hablar de una acumulación de un metal al obtener valores >1 . Los valores menores a la unidad son un ejemplo de que el metal no está siendo disponible para la biota y/o que el organismo es un buen regulador. Los valores del factor de acumulación biota sedimento (BSAF) (Szafer *et al.*, 1999) -por sus siglas en inglés) que pudieron calcularse se observan en la Tabla 25 y figura 24, es decir, aquellos organismos en los cuales se tuviera datos de sedimentos de la zona de donde fueron recolectados.

De manera general la tendencia en el factor de concentración para el músculo de los peces estudiados fue temporada de nortes>temporada de lluvias>temporada cálida. Esto nos indica que durante la temporada cálida el mercurio contenido en los sedimentos se encuentra con una biodisponibilidad limitada para la biota, y que es durante esta temporada cálida cuando los organismos poseen una mayor capacidad de regular los niveles de mercurio del medio, además de que coincide con la temporada en la que se presentan los menores niveles de mercurio en los tejidos de los organismos en el presente trabajo; mientras que durante la temporada de lluvias y de nortes, la disponibilidad del mercurio para la biota es mayor que en la temporada cálida, siendo en estas temporadas donde la biota acumula mayores cantidades de mercurio, evidenciando que el mercurio unido a la fracción biodisponible es liberado por los sedimentos debido principalmente a la resuspensión ya sea por las fuertes precipitaciones durante la temporada de lluvias o por los intensos vientos durante la

temporada de nortes, provocando que en el medio los niveles de mercurio sean aumentados y por ende los organismos que hay habitan se encuentren más expuestos y por tanto tiendan a acumular mayores niveles de este contaminante.

Tabla 25. Factor de acumulación biota-sedimento (BSAF) en organismos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos, durante las temporadas de estudio.

Especie	Lugar de captura	BSAF	Temporada
<i>Stellifer fuerthii</i>	Río Uxpanapa	1.25	CÁLIDA
<i>Oreochromis sp</i>	Río Uxpanapa	0.38	
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Río Uxpanapa	0.49	
<i>Gerres cinereus</i>	Río Uxpanapa	0.45	
<i>Trichurus nittens</i>	E-3 Pte Coatzacoalcos	1.03	
<i>Cichlasoma sp</i>	Río Uxpanapa	0.67	
<i>Oreochromis sp</i>	Hidalgotitlán	0.86	
<i>Centropomus viridis</i>	Río Uxpanapa	6.91	LLUVIA
<i>Centropomus viridis</i>	Río Calzadas	7.26	
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Río Uxpanapa	3.49	
<i>Oreochromis sp</i>	Río Uxpanapa	0.20	
<i>Gerres cinereus</i>	Río Uxpanapa	1.95	
<i>Centropomus viridis</i>	Río Uxpanapa	3.68	NORTES
<i>Ictalurus punctatus</i>	Hidalgotitlán	11.15	
<i>Lepisosteus osseus</i>	Hidalgotitlán	2.03	
<i>Gobiomorus polylepis</i>	Coatzacoalcos	43.45	
<i>Oreochromis sp</i>	Río Uxpanapa	0.79	
<i>Mugil curema</i>	Río Uxpanapa	5.30	
<i>Polymesoda caroliniana</i>	E-04	1.30	
<i>Polymesoda caroliniana</i>	E-04	0.90	LLUVIA
<i>Polymesoda caroliniana</i>	E-04	3.84	NORTES

En cuanto a los moluscos bivalvos, la almeja *Polymesoda caroliniana* que se recolectó en la estación E-04 (Bifurcación Calzadas/Coatzacoalcos) presentó una secuencia de los BSAF: temporada de nortes>temporada cálida>temporada de lluvias (Fig. 25).

De manera general la capacidad de bioacumular el mercurio, fue mayor en las especies depredadoras, que en aquellas especies que poseen hábitos no depredadores. Lo anterior se puede deber a las diferentes capacidades de las especies para depurar el mercurio; en el caso de *Oreochromis sp.* durante las tres temporadas de estudio mantuvo niveles de BSAF<1, a pesar de que proviene de sitios impactados (río Uxpanapa en la temporada de lluvias y temporada de nortes). Otro factor que pudiera

influir en esto es el desplazamiento de las especies, en el caso particular de *Oreochromis sp.*, la cual tiene la capacidad de desplazarse entre ambientes dulceacuícolas y estuarinos, es probable que dicha especie refleje los niveles de mercurio de otro sitio.

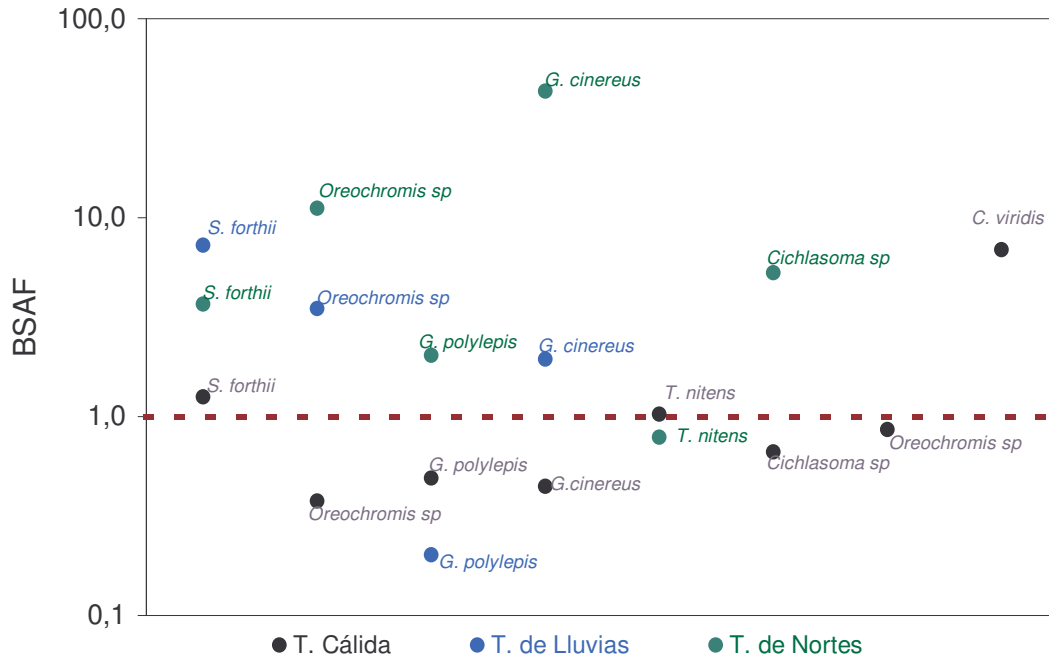


Fig. 24. Factores de acumulación biota-sedimento (BSAF) correspondientes a peces recolectados durante las temporadas de estudio en el río Coatzacoalcos.

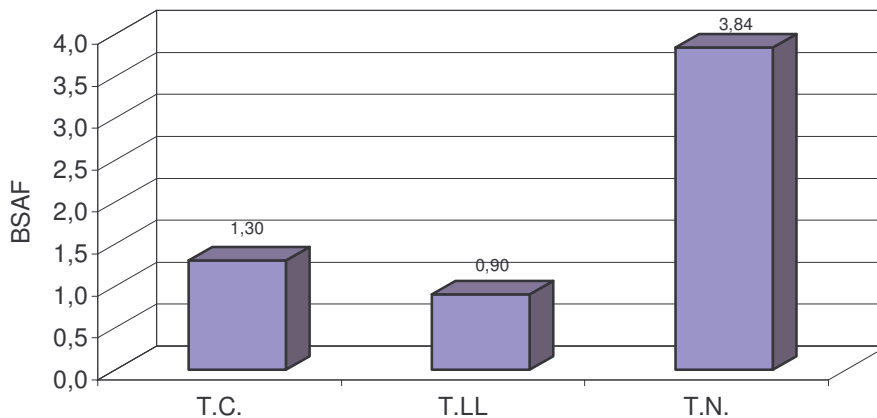


Figura 25. Factores de acumulación biota-sedimento (BSAF) correspondientes a *Polymesoda caroliniana* recolectada en la Bifurcación Calzada/Coatzacoalcos (E-04)

De esta manera se observa que durante la temporada de nortes es cuando el mercurio se encuentra más disponible para la biota.

En un estudio similar realizado en organismos de la Bahía de Guaymas, Sonora, México, los valores BSAF estuvieron por debajo de la unidad, siendo el organismos *U. lactuca* el que tuvo los valores más bajos (0.079) y *C. gigas* el que tuvo el valor más alto (0.314), lo cual indica que estos organismos no son capaces de acumular mercurio proveniente de los sedimentos (Green.Ruiz, et al., 2004) y que no son un factor importante respecto a la totalidad de Hg que puedan asimilar, caso contrario, ocurre con los organismos provenientes del río Coatzacoalcos (*P. caroliniana*), cuyos valores en dos de las tres temporadas se encuentran por encima de la unidad (1.30 en temporada cálida y 3.84 en temporada de nortes), además en la temporada de lluvias, el valor estuvo cercano a la unidad (0.98), reflejando estos valores que el sedimento es una fuente importante de mercurio para *P. caroliniana*, y que además este organismo es capaz de acumularlo.

El uso de Factores de acumulación ya sea entre el organismo y el agua o entre el organismo y el sedimento, puede tener ciertas limitaciones para su uso por varias razones. En primer lugar, los BSAF reportados en la literatura generalmente sobreestiman los valores actuales debido a que los estudios de laboratorio fueron hechos antes del uso de los protocolos de metales vestigiales y usaron agua con altas concentraciones que encontraron en el campo (Zillioux *et al.*, 1993), recientemente los cálculos de BSAF para mercurio han dado como resultado valores en uno o dos órdenes de magnitud mayor que los estimados anteriormente. En segundo los BSAF sólo reflejan la ingesta del contaminante del medio. Las especies de altos niveles tróficos acumulan mercurio principalmente mediante la cadena alimenticia. Reportes de BSAF para mercurio varían considerablemente debido a diferencias entre especies, concentraciones de exposición y la duración de las mismas (Beckyar *et al.*, 1996). No obstante cabe señalar que muchas veces las concentraciones de mercurio total en el sedimento por si solas no pueden proveer información de la exposición potencial para los organismos residentes (NOAA, 2006). Aunque se ha recomendado que los programas de monitoreo de contaminación marina sean llevados a cabo, utilizando

biomonitores; i.e. filtradores, productores primarios y otro tipo de organismos que por sus características biológicas y ecológicas pueden ser útiles para mostrar rutas de contaminación en ecosistemas costeros.

7.13 COMPARACIÓN DE LOS VALORES DE Hg EN LA BIOTA CON LA LEGISLACIÓN APLICABLE VIGENTE.

Las determinaciones en el organismo completo de los peces son usados para determinar el nivel de exposición dentro de la cadena alimenticia, mientras que las determinaciones en la parte comestible del pez (filete, músculo) son para determinar el tipo de exposición en cuanto a la salud humana. Las concentraciones en el organismo completo pueden ser menores que las concentraciones en la parte comestible, sin embargo las diferencias no deben ser estadísticamente significativas (Becker y Bigham 1995).

Un nivel excesivo de mercurio principalmente en la porción comestible (músculo) de los peces y moluscos puede tener consecuencias sobre la salud de los consumidores. Para poder indicar si un valor es bajo o alto es necesario establecer un límite máximo que pueda tomarse como referencia para poder determinar si un producto es dañino para la salud o no, es por ello que diversos países han establecido diversos parámetros y especificaciones en cuanto al mercurio que debe contener los productos destinados para consumo humano (Tabla 2). En cuanto a la legislación aplicable para la República Mexicana se encuentran diversas Normas Oficiales para productos de la pesca y moluscos las cuales son la NOM-027-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados (peces) y la NOM-031-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Dichas normas mencionan especificaciones sanitarias, las cuales establecen los límites máximos permisibles de mercurio en el músculo de los peces y el tejido blando de los moluscos bivalvos. En ambos casos dicho límite es $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg por cada gramo de tejido en base a peso fresco.

En relación a la legislación a nivel internacional, según la compilación que realizó la FAO de diversos países (Nauen, 1983) sobre la presencia de sustancias tóxicas en peces y otros productos de la pesca, se tiene que los límites permisibles de Hg en cuanto a peces y moluscos con base a peso fresco, en Estados Unidos, México, Ecuador, Finlandia y Suecia es de 1.0 ppm; en Canadá, Rusia, Brasil, Alemania, Hong Kong, España, Venezuela, entre otros, es de 0.5 ppm y de 10 ppm para Zambia y para moluscos de 1 ppm Suecia y hasta 6 ppm para Hong Kong, mientras que en Japón y Bélgica el límite máximo permisible de Hg es de 0.4 ppm y 0.3 ppm (porción comestible del pez).

Si tomamos los datos obtenidos (porción comestible del pez) en el presente trabajo y los comparamos con las diversas legislaciones tanto nacionales como internacionales, ninguno de los organismos recolectados durante las temporadas de estudio sobrepasa los límites máximos permisibles de Hg, por lo cual si nos apegamos estrictamente a ello, particularmente con el máximo permisible para México (1ppm), entonces los organismos recolectados en el estuario del río Coatzacoalcos son aptos para consumo humano, pues se encuentran por debajo del límite máximo permisible. Lo anterior debe tomarse con precaución puesto que algunos sectores de la población (por ejemplo los pescadores y sus familias), consumen parte de los recursos que capturan y en función de la frecuencia y cantidad de dicho consumo será el nivel de riesgo para la salud.

La FAO/WHO (2003) recomienda una ingesta semanal provisional tolerable de mercurio de $5 \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso corporal, el cual equivale a 300 μg de mercurio total para una persona que pesa 60 kg. Para estimar el mercurio incorporado a través de los alimentos marinos, los resultados fueron interpretados en términos del porcentaje de ingesta semanal (PTWI, por sus siglas en inglés) utilizando un consumo promedio de pescado para la comunidad mexicana de 167 g por semana per capita (Ruelas, Inzunza y Páez-Osuna, 2007).

$$\text{PWI (\%)} = 167 * \text{Cm/PTWI}$$

Tabla 26. Porcentaje de ingesta semanal (PWI) de mercurio para los organismos analizados en las tres temporadas de estudio.

ESPECIE	PWI(%)		
	T.C	T.LL	T.N.
Peces			
<i>Stellifer fuerthii</i>	3.68	40.71	10.33
<i>Trichurus nitens</i>	4.98		
<i>Cichlasoma sp</i>	1.78		
<i>Oreochromis sp</i>	3.08	0.72	2.18
<i>Gobiomorus polylepis</i>	1.13	22.54	20.23
<i>Centropomus viridis</i>	22.39	20.29	
<i>Gerres cinereus</i>	0.96	9.08	
<i>Lepisosteus osseus</i>	3.10		3.70
<i>Mugil curema</i>		0.72	2.51
<i>Ictalurus punctatus</i>	3.68	40.71	10.33
Moluscos bivalvos			
<i>Corbicula fluminea</i>	0.06		
<i>Lampsilis alienigenus</i>	0.07		
<i>Unio (sección Simonaias) cuprinus</i> Lea	0.09		
<i>Psoroniaias semigtanosus von dem Busch</i>	0.07		
<i>Polymesoda caroliniana</i>	0.11		
<i>Polymesoda caroliniana</i>		0.13	
<i>Polymesoda caroliniana</i>			0.08

Los cálculos están hechos en base a las máximas concentraciones de cada organismo en cada una de las temporadas de estudio. Los valores de PWI nos indica cuanto de Hg en porcentaje se esta consumiendo a la semana (167 g) en base a la ingesta recomendada (300 µg a la semana para alguien de 60 kg), i.e. si una persona consume *S. fuerthii* durante la temporada de lluvias, ésta persona a la semana esta consumiendo 40.71 %.

En un estudio similar en Italia, los valores de PTWI de las especies *M. merluccius* y *M. barbatus* también estuvieron por debajo de la ingesta semanal tolerable aún cuando el consumo de pescado en promedio por persona es de 441g (ISTAT, 2000, Sterelli, *et al*, 2005)

En la tabla 26 se observan los valores de PWI de mercurio los valores indican que el consumo de organismos provenientes del río Coatzacoalcos, no representan un riesgo si se consumen. Hay que considerar que los resultados encontrados en el presente trabajo solo son ilustrativos, y no se debe olvidar que la ingesta estimada no toma en

cuenta la ingesta de otro alimento diferente al pescado y también es importante tomar en consideración que un alto consumo de pescado pudiera ser un riesgo potencial en efectos nocivos en la salud. Aunque la dieta del mexicano no está basada en peces y mariscos, sí es notorio que en poblaciones aledañas a la costa el consumo de éstos sea mucho mayor a los comparados en el centro del país y el consumo se ve potencialmente aumentado en familias donde el sustento está basado en la pesca.

7.14 NORMATIVIDAD APLICABLE PARA SEDIMENTOS

Una de las limitaciones que presentan los modelos de normalización por tamaño de grano es que no pueden ser usadas para hacer predicciones acerca de las consecuencias ecológicas potenciales debidas a la contaminación (MacDonald, 1994). Las comparaciones con sedimentos provenientes de un sitio no impactado son problemáticas en el sentido de que es difícil encontrar un sitio con características similares en los que respecta al tamaño de grano. Diversos enfoques están encaminados a realizar evaluaciones con sedimentos de fondo del sitio de interés (Loska *et al.*, 1997) o con modelos de concentraciones base (i.e. geoquímicos o granulométricos) (Loring y Rantala, 1992). Las comparaciones directas con sedimentos profundos asumen que los sedimentos poseen características similares (Roach, 2005). Las guías de calidad de sedimentos derivan de una base de datos de efectos y han sido desarrolladas para ayudar a tener una visión de la presencia de contaminación (Chapman *et al.*, 1999) y ayudan en el manejo ambiental para determinar el riesgo ecológico de contaminación basado en las concentraciones de los contaminantes medidos en los sedimentos (Long *et al.*, 1995; MacDonald *et al.*, 1996). Las comparaciones con las guías de calidad de los sedimentos se han convertido en las evaluaciones más comunes como primer paso en la evaluación de impactos ambientales. Dos tipos de guías han sido las más usadas, una de ellas la que determinan el Intervalo de Efecto Bajo y Intervalo de Efecto Medio (ERL/ERM - por sus siglas en Inglés) (Long *et al.*, 1995) y Umbral de Efectos y Nivel de Efectos Probables (TEL/PEL- por sus siglas en Inglés) (MacDonald *et al.*, 1996); ambas son similares en el sentido que fueron basados en una serie de datos de efectos (i.e. pruebas de toxicidad

en sedimentos, datos co-ocurrentes en comunidades bénticas) en sistemas estuarinos de norte América (Tabla 27)

Tabla 27. Niveles guía de calidad de sedimentos (en base a peso seco) de Hg.

Criterio	Descripción	Hg $\mu\text{g g}^{-1}$
Nivel base		Min. <0.0010 Max. 0.03
ERL	Bajo Intervalo de Efectos	0.15 ⁽¹⁾
ERM	Mediano Intervalo de Efectos	0.71 ⁽¹⁾
ISQG	Guías de calidad intermedio de sedimentos de agua dulce	0.17 ⁽²⁾
PEL	Nivel probable de efecto	0.486 ⁽²⁾
ISQG	Guías de calidad intermedio de sedimentos marinos	0.13 ⁽³⁾
PEL	Nivel probable de efecto	0.70 ⁽³⁾
AET ERL	Bajo Intervalo de Efectos	0.41 ⁽⁴⁾
AET ERM	Mediano Intervalo de Efectos	2.1 ⁽⁴⁾
Norma Técnica Ecológica NTE- CRP-001/88 de Residuos Peligrosos (Sedimentos)		0.2 ^{(5), (6)}
- Efecto Leve		
- Efecto grave		2 ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Long *et al.*, 1995, ^{(2), (3)} Canadian Council of Ministries of the Environment, 2001, ⁽⁴⁾ PTI 1988, ⁽⁵⁾ Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente. Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. Metodologías Monitoreo de agua y sedimentos en cursos superficiales y de suelos afectados por contaminantes de origen industrial. Programa Desarrollo Institucional Ambiental Control de Contaminación Industrial El PRODIA fue financiado por el Tesoro Nacional y los préstamos N° 768 / OC - AR y 907 / SF - AR del BID, ⁽⁶⁾ Fuente Cinvestav. 1994. Evaluación de posibles efectos sobre la salud. Sedesol, INE.

Las concentraciones medias de cada sitio fueron comparadas con los valores de las guías de calidad de sedimentos que se refieren como intervalo de efectos bajos (ERL) e intervalo de efectos medios (ERM) (Long *et al.*, 1995). Siguiendo a Long y MacDonald (1998) en función de los valores de ERM se establecieron cuatro niveles: Sitios de Prioridad Baja, ERMQ < 0.1; Sitios de Prioridad Media- baja, ERMQ > 0.11 – 0.5; Sitios de Prioridad Media- alta, ERMQ 0.51 – 1.5; Sitios de Prioridad Alta, ERMQ > 1.5. Estos niveles se relacionan con la probabilidad de que el 12%, 30%, 46% y 74% de los sedimentos con dichos valores de ERMQ fueran tóxicos en bioensayos de supervivencia en anfípodos. Las comparaciones con las guías de calidad de los sedimentos (SQGs - por sus sigla en inglés - Long *et al.*, 1995) y los cocientes de ERM (ERMQ) (Long y MacDonald, 1998) muestran que los sedimentos correspondientes a la temporada cálida se encuentran por debajo del ERL, con excepción de las estaciones E-01 y E-03 las cuales se encuentran arriba del ERL, donde al determinar el ERMQ estos sedimentos se encuentran catalogados como sitios de prioridad media-baja (ERM = 0.11-0.5).

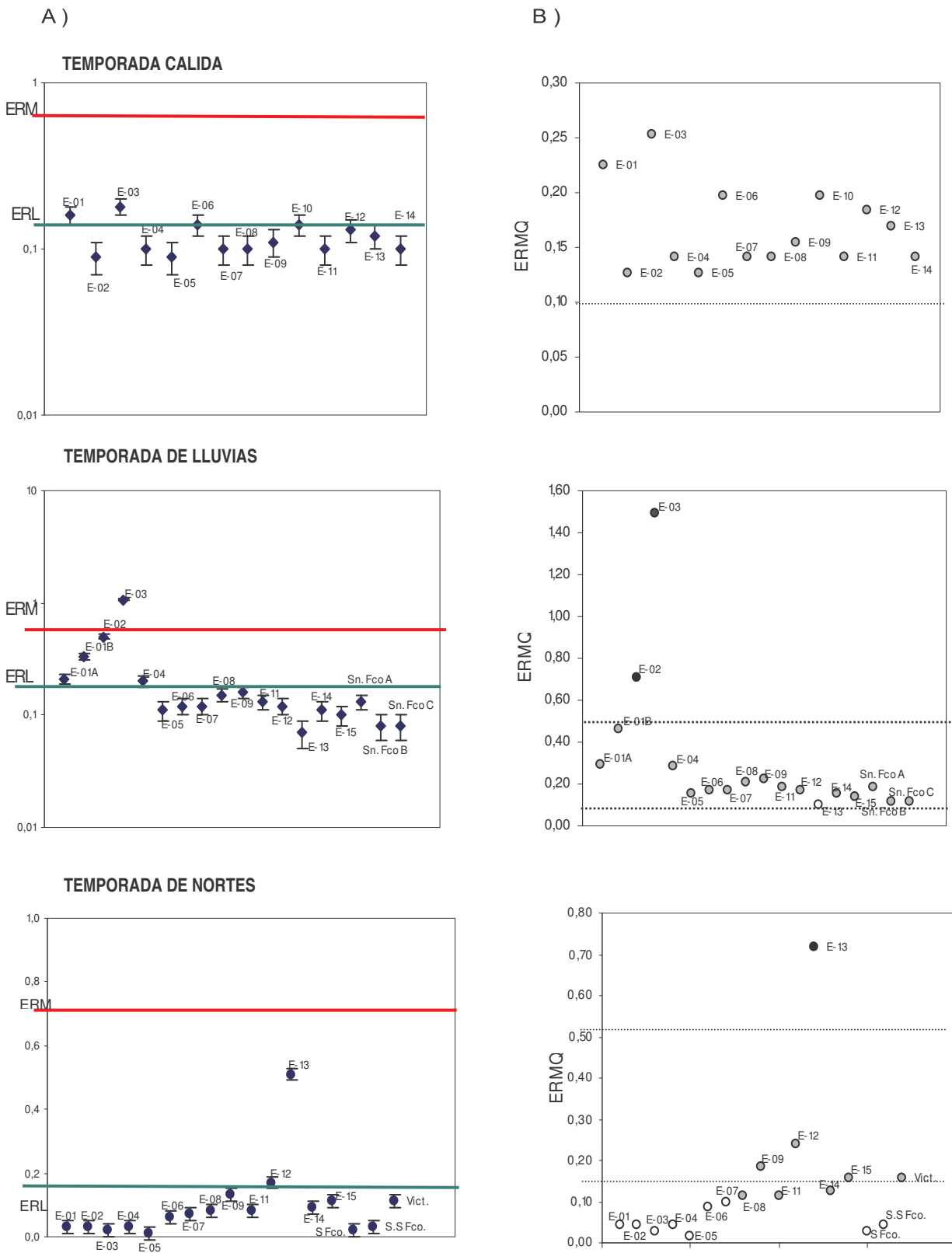


Figura 26. Niveles guía de calidad de sedimentos. A), Línea discontinua indica el intervalo de efectos bajos (ERL) y la línea continua el intervalo de efectos medios (ERM). B) Cociente de ERM (ERMQ), los círculos blancos =valores de ERMQ<0.1, círculos grises = valores de ERMQ entre 0.11 y 0.55, círculos negros valores de ERMQ entre 0.51 y 1.5.

Mientras que los sedimentos correspondientes a la temporada de lluvias las estaciones E-01A, E-01B, E-02 y E-04 se encuentran entre el ERL y ERM, la estación E-03 se encuentra arriba del ERM y el resto de las estaciones estuvieron por debajo del ERL, entretanto esta temporada sólo una estación la E-13 fue catalogada como sitio de prioridad baja y las estaciones E-02 y E-03 fueron catalogadas como sitios de prioridad media alta y el resto se encuentran como sitios de prioridad media baja. Por otro lado los sedimentos correspondientes a la temporada de nortes las estaciones E-12 y E-13 se encontraron entre ERL y ERM y el resto estuvo por debajo del ERL, en tanto que las estaciones E-08, E-09, E-10, E-11, E-12, E-14, E-15 y Victoria se encuentran como sitios de prioridad media baja, la estación E-13 como sitio de prioridad media alta y el resto como sitios de baja prioridad (Fig. 26).

En cuanto a la normatividad aplicable en México aún no se ha definido el marco normativo específico en cuanto a sedimentos contaminados por metales pesados, razón por la cual se debe utilizar como referencia la normatividad de los Estados Unidos de América o de otros países.

Es importante señalar que la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) elaboró criterios interinos para la restauración de suelos contaminados para contaminantes orgánicos e inorgánicos; sin embargo, nunca fueron considerados como oficiales debido a que este organismo no tiene atribuciones para elaborar normas ni leyes en México, pero sirvieron de guía para la evaluación de sitios contaminados en el año de su vigencia (2000); a la fecha dichos criterios no son aplicables (PROFEPA, 2000). En la Tabla 28 se muestran algunos criterios para suelos contaminados con mercurio.

Cabe señalar que de acuerdo con nuestra legislación (Norma Técnica Ecológica NTE-CRP-001/88 de Residuos Peligrosos Sedimentos, $Hg = 0.2 \text{ mg Kg}^{-1}$) cuando los sedimentos se hallan muy contaminados, es necesario constatar su categorización como residuos tóxicos, en cuyo caso si son dragados, no pueden ser dispuestos en otros cursos hídricos aledaños ni en zonas costeras, sino en terrenos especialmente habilitados para su recepción.

Tabla 28. Límites permisibles de mercurio en función del uso de suelo

Ciudad, País o Estado	Uso residencial (mg/Kg)	Uso agrícola (mg/Kg)	Uso industrial (mg/Kg)
Alemania	0.25-0.5	-	-
Canadá	2	0.8	10
*México	20	20	100
Reino Unido	-	1	-
Unión Soviética	2.1	-	-
**Estados Unidos:			
Arizona	35	-	-
Michigan	78	-	270
New Jersey	14	-	260
New Cork	20	-	-
Oregon	80	-	600
Tennessee	1	-	10
Washington	24	-	-

FUENTE: *Disposiciones y Procedimientos para la Caracterización y Restauración de Suelos Contaminados. Profepa 2000, Lista de criterios interinos para inorgánicos tóxicos.

**Los límites en los Estados Unidos de América son diferentes para cada estado

La exactitud de las clasificaciones y los efectos ecológicos basados en análisis químicos y guías de calidad de sedimentos se pueden ver afectados por muchos factores biogeoquímicos en el sitio como es la concentración de carbono orgánico disuelto, compuestos del azufre amorfos, actividad microbiana y potencial redox los cuales pueden influir en la biodisponibilidad de contaminantes y entonces sus efectos potenciales en la biota (Campbell y Tessier, 1996; Chapman *et al.*, 1998). Por otro lado el uso de SQGs no garantiza que los actuales efectos ecológicos que ocurren e impactan puedan cambiar debido a un incremento en las concentraciones del metal en los tejidos de los organismos, súbitos cambios en la estructura de las comunidades bénticas, efectos subletales como cambios en la tasa de crecimiento o reproducción, reducciones significativas en la abundancia, diversidad y productividad y funcionamiento (i.e. ciclo de los nutrientes) de las comunidades bénticas (Chapman, 1989; Lamberson, DeWitt, y Swartz, 1992; Reynoldson, 1987; Scott, 1989).

Los niveles detectados tanto en sedimentos como en organismos, hacen de la región del río Coatzacoalcos un área crítica en términos de contaminación por esta clase de sustancias tóxicas. Su sola presencia, plantea la extrema urgencia de controlar de inmediato las fuentes de emisión y tomar decisiones para afrontar la amenaza de los

efectos sobre la salud humana por el consumo de peces contaminados. La comunidad científica nacional ha llamado la atención acerca de esta situación desde hace casi 25 años. Existe la información básica para tomar las decisiones más drásticas. Se conocen las fuentes de emisión (Halffter, et al., 1973). Se sabe acerca de sus procesos geoquímicos en el ambiente (Báez, et al., 1975; Ibarra, *et al.*, 1973). Se han determinado los efectos sobre organismos (Halffter, 1972; Rosas, 1975, Botello y Páez, 1986). Y aún se poseen datos acerca de los efectos sobre la salud humana (Pérez-Zapata, 1983). Nada, pues, justifica que no se tomen las decisiones al respecto (Toledo, *et al.*, 1988)

8. CONCLUSIONES

A) Considerando todo el periodo de estudio, se pudo observar que el hígado fue el tejido que acumuló las mayores concentraciones de mercurio en la mayoría de las especies estudiadas (81.1%), seguido por el músculo y finalmente las branquias.

B) En el caso de los moluscos bivalvos las concentraciones de las 5 especies estudiadas oscilaron entre $0.09 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ y $0.18 \mu\text{g Hg g}^{-1}$, siendo la especie *Polymesoda caroliniana* la que acumuló las mayores concentraciones de mercurio.

C) Para los tejidos analizados en los peces, la variación de las concentraciones promedio de mercurio en las diferentes temporadas fue: en la temporada cálida y de nortes la porción que acumuló la mayor cantidad de mercurio fue el hígado y el músculo durante la temporada de nortes, mientras que las concentraciones en las branquias se mantuvieron relativamente constantes durante las tres temporadas, con excepción de *C. viridis* que durante las tres temporadas el tejido que acumuló más mercurio fue el músculo.

D) Tomando en cuenta la porción comestible y de acuerdo a la legislación mexicana (NOM-027-SSA1-1993, para los peces y la NOM-031-SSA-1993 para moluscos bivalvos), la totalidad de los valores de mercurio registrados estuvieron por debajo del límite máximo permisible (1 ppm). De acuerdo Al porcentaje de ingesta semanal (PWI) estimada por la FAO/WHO el consumo de los organismos no representan un riesgo potencial, sin embargo durante la temporada de lluvias dicho riesgo puede llegar a ser considerable puesto que en algunos organismo las concentraciones llegan a representar el 40% del mercurio total que se puede consumir por semana.

E) Considerando la totalidad de los sitios muestreados las concentraciones de mercurio en los sedimentos superficiales mostraron una secuencia lluvias>cálida>nortes. En relación con los sitios de muestreo, las zonas más impactadas en el estuario del río Coatzacoalcos correspondieron a la porción cercana a la boca (durante las temporadas cálida y de lluvias), y a la porción río arriba de la ciudad de Minatitlán (temporada de

nortes). Tomando como referencia los valores empleados para identificar los focos rojos en base a las normas ambientales (10 ppb) el 100% de los sitios se pueden considerar como tal y de acuerdo a la Norma Técnica ecológica NTE-CRP-001/88 de Residuos Peligrosos (sedimentos - 0.2 ppm de Hg), durante la temporada de lluvias dichas concentraciones fueron excedidos en cuatro sitios de muestreo (boca del estuario), mientras que durante la temporada de nortes sólo en un sitio (río arriba de la ciudad de Minatitlán) se excedió dicho valor.

9. LITERATURA CITADA

- Acosta y Asociados 2001. Inventario preliminar de emisiones de mercurio en México. Comisión para la Cooperación Ambiental, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Acosta-Ruiz, G., 2002. Taller sobre la situación del Mercurio en “La Zacatecana”. INE/SEMARNAT-ZACATECAS/CCA. Acosta y Asociados. 19-20 de Septiembre del 2002.
- Addison, R.F. 1988. Biochemical effects of a pollutant gradient. Introduction. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 31-32.
- Al – Saleh I. y Al - Doush. 2002. Mercury content in Shrimp and Fish species from the Gulf Cost of Saudi Arabia. *Environmental Contamination and Toxicology*. 68: 576-583.
- Albert LA. y JA Benitez, 1996. Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros. *In: AV Botello, JL Rojas-Galavis, JA Benitez, D Zárate-Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5 107-123 pp.
- Amin-Zaki, L., Majeed, M.A., Clarksin, T.W. y Greenwood, M.R., 1978. Methylmercury poisoning in Iraq children: clinical observations over two years. *British Medical Journal*. 11: 613-616.
- Andren, A. y J. Nriagu. 1979. The global cycle of mercury. *In: The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. J.O. Nriagu, ed. Elsevier/North Holland. Biomedical Press, New York. pgs. 1–21.
- Báez, A.P., Nulman, R., Rosas, I., Galvez, L. 1976. Aquatic organism contamination by mercury residues in the Coatzacoalcos river, Mexico p. 73-78. *In: International Atomic Energy Agency, Viena*
- Báez, A.P., Rosas, I., Nulman, R., Galvez, L. 1975. Movimiento de mercurio residual en el estuario del río Coatzacoalcos. *Anales del Instituto de Geofísica de la UNAM*. 18: 131-147.
- Bargagli R., Monaci F., Sánchez-Hernández J.C. y Cateni D., 1998. Biomagnification of mercury in a n Antarctic marine coastal food web. *Marine Ecology Progress Series*. 169:65-76.

- Barghigiani, G., Pellegrini, D., Dúlivo, A. y De Ranieri, S., 1991. Mercury assessment and its relation to selenium levels in edible species of the Northern Tyrrhenian sea. *Marine Pollution Bulletin*. 22(8): 406-409.
- Becker, D.S. and G.N. Bigham. 1995. Distribution of mercury in the aquatic food web of Onondaga Lake, New York. *Water, Air, and Soil Pollution* 80:563-571.
- Beltrán, J.A. Villasol, A.V. Botello y F. Palacios. 2005. Condición actual del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe, p. 1-24, *In: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias, 2da Edición. Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. De México. Instituto Nacional de Ecología, 696 p.*
- Bidone, E.D., Castilhos, Z.C. Cid de Souza, T.M. y Lacerda, L.D., 1997. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós river basin, Paraná State, Amazon, Brazil. A screening approach. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 59: 194-201.
- Boening, D.W., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*. 40: 1335-1351
- Botello, A. V., N. Becerra, I. Celis, J. M. Cortes, V. Echaniz, M. Mendelewicz y S. Villanueva, 1985. Informe final. Proyecto UNAM-CONACYT, clave: PCMABNA-000093. Vigilancia de la contaminación por petróleo en la bahía de Campeche y la zona costera del caribe mexicano. 57 p.
- Botello, A.V. y Páez-Osuna, F., 1987. El problema crucial: la contaminación. Serie Medio ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. 1: 70-82, 89-119, 167, 170.
- Botello, A.V., Ponce, G., Toledo A., Villanueva, S., 1996. Ecología recursos costeros y contaminación en el Golfo de México, p 25-44. *In: Botello A.V., Rojas-Galaviz, J.L., Benítez, J.A., Zárata-Lomelí, D. (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. 666p.*
- Boudou, A. y Ribeyre, F., 1985. Experimental study of trophic contamination of *Salmo gairdneri* of two mercury compounds, HgCl₂ and CH₃HgCl. Analysis at organism and organ levels water. *Water, Air and Soil Pollution*. 26: 137-148.

- Boudou, A., M. Delnomdedieu, D. Georgescauld, F. Ribeyre, y E. Saouter. 1991. Fundamental roles of biological barriers in mercury accumulation and transfer in freshwater ecosystems (analysis at organism, organ, cell and molecular levels). *Water, Air, and Soil Pollution* 56:807-822.
- Bozada L. y Páez M., 1986. La fauna acuática del río Coatzacoalcos. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos Vol. VII. Centro de Ecodesarrollo. 122pp.
- Bravo-Álvarez, H., Buendía-Carrera, E., Torres-Jardón, R., 1996. Meteorología de la contaminación, p. 423-431. *In*: Botello A.V., Rojas-Galaviz, J.L., Benítez, J.A. Zárate-Lomelí, D. (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. 666p.
- Britton, J.C. y Morton, 1989. Shore ecology of the Gulf of Mexico. University of Texas Press. Austin 387p.
- Bruland, K. W., Bertine, K., Koide, M. & Goldberg, E. D. 1974. History of metal pollution in Southern California coastal zone. *Environmental Science & Technology* 8, 425–432.
- Buat-Menard, P. y Chesselet, R., 1979. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metals chemistry of oceanic suspended matter. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 42:399-5:91.
- Bunzl, K., Schmidt, W., y Sanson, B., 1976. Kinetics of ion exchange in soil organic matter IV, adsorption of Pb^{+2} , Cu^{+2} , Cd^{+2} , Zn^{+2} and Ca^{+2} , by peat : *Journal of soil science*, 42:393-403.
- Callister, S. M. y Winfrey, M. R. 1986. Microbial methylation of mercury in upper Wisconsin River sediments. *Water, Air and Soil Pollution* 29: 453-465.
- Campbell, P., & Tessier, A. (1996). Ecotoxicology of metals in the aquatic environment: Geochemical aspects. In M. Newman & C. Jagoe (Eds.), *Ecotoxicology: a hierarchical treatment* (pp. 11–58). Boca Raton: CRC Press Inc..
- Carstensen, J. y Poulsen, E., 1973. Public health aspects of environmental pollution with mercury and cadmium in Scandinavia, *In*: Problems of the contamination of man and his environment by mercury and cadmium. Commission of the European Communities, Luxemburgo.
- Castañeda, L.O. y Contreras, F.E., 2001. Serie: Bibliografía Comentada sobre ecosistemas costeros mexicanos 2001. Centro de Documentacion Ecosistemas Litorales

- Mexicanos. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Division C. B. S. Depto. de Hidrología. Publicación electrónica (CD). ISBN: 970-654-912-9. Mexico, D.F.
- Chapman, P. M. (1989). Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8, 589–599.
- Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone y Allen, H. E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk, assessment and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 2221–2243.
- Chapman, P.M., Wang, F., Adams, W.J., & Green, A. (1999). Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. *Environmental Science and Technology*, 32 (22), 3937–3941.
- Cinvestav, 1994. Evaluación de los posibles efectos sobre la salud. Secretaría de Desarrollo Social. Instituto Nacional de Ecología.
- CNA, 2000. Comisión Nacional del Agua. Cuenca del río Coatzacoalcos. <http://www.semarnat.gob.mx/wps/portal/cmd/cs.ce/155/s/4613/s.155/4609>
- Cossa, D. y J. G. Rondeau. 1985. Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment: a reassessment of mercury pollution level in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Marine Biology* 88:43-49.
- Covelli, S. y Fontolan, G. 1997 Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baseline. *Environmental Geology* 30, 34–35.
- De la Peña-Sobarzo, P., 2003. Focos rojos de mercurio en América del Norte *In: El Faro*, Boletín Informativo de la Coordinación de la Investigación Científica Cd. Universitaria 2 de Octubre. 2(31): 8-9.
- Denton, G.R., y Breck, W.G., 1981. Mercury in tropical marine organisms from North Queensland. *Marine Pollution Bulletin*. 12: 116-121.
- Din, Z. B. 1992. Use of aluminum to normalize heavy metal data from estuarine and coastal sediments of straits of Melaka. *Marine Pollution Bulletin* 24, 484–491.
- Douglas, G. S. y Graves, A. G. 2002. A comparison of mercury in estuarine fish between Florida Bay and the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Estuarine Research Federation*. 24 (4): 597-609.

- El-Rayis Osman A, 1985. Re-assessment of the titration method for determination of organic carbon in recent sediments. *Rapp Comm Int. Mer. Medit.* Vol. 29, No 7.
- FAO, 2004. Center for Food Safety & Applied Nutrition. CFSAN/Office of Seafood. Mercury In Fish: FDA Monitoring Program (1990-2003).
- FDA, 2001. Consumer advisory. <http://www.cfsan.fda.gov/~dms/admehg.html>
- Fisher W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K. E., Niem V. H. (1995 a). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1, Roma. 647-1200 pp.
- Fisher W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K. E., Niem V. H. (1995 b). Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 2, Roma. 1201-1813 pp.
- Fitzgerald, W, Engstrom, D, Mason, R, Nater, E., 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental Science Technology* 32(1):1-7.
- Fitzgerald, W. 1989. Atmospheric and oceanic cycling of mercury. *In: Chemical Oceanography*. R.A. Duce, guest ed., J.P. Riley and R. Chester, eds. Academic Press, New York, NY. V10:pgs. 152–185.
- Fitzgerald, W.L. y Mason, R.P. 1996. The global mercury cycle: oceanic and anthropogenic aspect. *In: Global and Regional Mercury Cycles. Sources, fluxes and mass balances.* Kluwer Academic Publisher. 85-108.
- Folk, R. L. 1974 *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphills Pub. Co., Austin, Texas. 707 pp.
- Förstner, U., y G.T.M. Wittmann, 1979. Metal pollution in the aquatic Environment. Springer Berlin. 140-196.
- Francesconi, K. y R. C. J. Lenanton 1992. Mercury contamination in a semienclosed marine embayment: organic and inorganic mercury content of biota, and factors influencing mercury levels in fish. *Marine Environmental Research* 33: 189- 212.
- García-Delgado, R.A., García-Heriuazo, Gómez-Lahoz, F., Rodríguez-Moroto J., 1994. Heavy metals and disposal alternatives for an anaerobic sewage sludge. *Environmental Science Health*. 29 (7): 1335-1347.

- GEF/PNUD/PNUMA, 1998. Planificación y Manejo Ambiental de Bahías y Zonas Costeras Fuertemente Conataminadas del Gran Caribe. Proyecto Regional. Informe Final. La Habana, 98 p.
- Gilbert, S.G. y Grant-Webster, K.S., 1995. Neurobehaviorial effects of developmental methylmercury exposure. *Environmental Health Perspective*. 103: 135-142
- Gochfeld, M., 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecology and Environmental Safety*. 56(1): 174-179
- Gordon, G., y Skett, P., 1986. *Introduction to Drug Metabolism*. Chapman and Hall, New York, NY.
- Green-Ruiz, C., Ruelas-Inzunza, J. y Páez-Osuna, F., 2005. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. *Environmental Geochemistry and Health*. 27, 321-329.
- Greib, T.M., C.T. Driscoll, S. P. Gloss, C.L. Schofield, G.L. Bowie, and D.B. Porcella. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9:919-930.
- Gutiérrez-Galindo , E.A., Flores-Muñoz, G., y Aguilar-Flores, A., 1988. Mercury in freshwater fish and clams from Cerro Prieto geothermal field of Baja California, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 41: 201-207.
- Halffter, G.R., Ibarra, A., Ochoa A., 1973. Estudio de la contaminación en el bajo río Coatzacoalcos. Informe final correspondiente a la segunda etapa de trabajo. Presentado en la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional, México.
- Hall, A.S., F.M. Teeny, L.G. Lewis, W.H. Hardman, y E.J. Gauglitz, Jr. 1976b. Mercury in fish and shellfish of the northeast Pacific. I. Pacific Halibut, *Hippoglossus stenolepis*. *Fishery Bulletin* 74:783-789
- Hall, A.S., F.M. Teeny, y E.J. Gauglitz. 1976a. Mercury in fish and shellfish of the northeast Pacific. II. Sablefish, *Anoplopoma fimbria*. *Fishery Bulletin* 74:791-797.
- Hansen, J.C. y Nygaard, S.-P., 1974. Humane kviksølvkoncentrationer pa Grønland, Nord. *Hyg: Tidskr*. 55: 149.
- Hansen, J.C., 1990. Human exposure to metals through consumption of marine foods: a case study of exceptionally high intake among Greenlanders. In: Furness, R.W. and

- Rainbow, P.S. (Eds.). Heavy metals in the marine environment. CRC Press, Inc. Boca Ratón, Florida. 13: 227-243
- Hansen, J.I., T. Mustaffa y M. Depledge, 1992. Mechanisms of copper toxicity in the shore crab *Carcinus maenas*. II. Effect on key metabolic enzymes, metabolites and energy charge potential. *Marine Biology*, 114:259-264.
- Hartung, R., 1972. En: Environmental mercury contamination. (U. Hartung y B. D. Sinmav, Eds.), Ann Arbor Sci., 172 p.
- Hatch, W.R. y Ott, W.L., 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. *Analytical Chemistry*. 40: 2085-2067.
- Horowitz, A., y Erick, K., 1987. Interpretation of bed sediment trace metal data: methods for dealing with the grain size effect, in Lichtenberg, J., and others, eds., Chemical and biological characterization of sludges, sediments, dredge, spoils, and drilling muds. ASTM STP 976, Philadelphia, Penn., 114-128.
- Huckabee, J., J. Elwood, y S. Hildebrand. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota. In: Nriagu (ed.) *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. pp 277-302. New York: Elsevier/North-Holland Biomedical Press 1979.
- Hudson, R.J., Gherini, S.A., Fitzgerald, W.F., Porcella, D.B., 1995. Anthropogenic influences on the global mercury cycle: a model-based analysis. *Water, Air and Soil Pollution*. 80: 265-272.
- Ibarra, R., Halfitter, G.R., Bustamante, Y., de la Chica, F., y Ochoa, S.A., 1973. Contaminación por metales pesados en el río Coatzacoalcos (Primeros resultados). *Acta Politécnica Mexicana* 14: 129-140.
- INE 2005. Fuentes de contaminación en México. Publicaciones. <http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/consultaListaPub.html>
- INE, 2004. Marco de Referencia Jurídico-Normativo de la Gestión Ambiental Municipal. UEAJEI, Publicaciones.
- International Atomic Energy Agency (1987) Intercalibration of analytical methods on marine environmental samples. Trace element measurements on fish homogenate. Results of the Worldwide Intercomparison Run MA-B-3/TM. Report No. 36 Monaco.
- ISTAT, 2000. Istituto Nazionale di Statistica. Statistica sulla pesca, caccia e zootecnia. Informazione No. 94-2000 Alba Grafica S.p.A., Roma.

- Jackmin, E., 1974. Enzyme responses to metals in fish, p 59-66, In: F.J. Vernberg and W.B. Vernberg (Eds.), *Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Academic Press, Inc., New York.
- Jackson, T. A. 1986. Methyl mercury levels in a polluted prairie river-lake system: seasonal and site specific variations, and the dominant influence of trophic conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43:1873-1877.
- Johansen, P. 1981. Heavy metals in marine mammals and heavy metal intake in humans in Greenland, In: Proc 5 th International Symposium Circumpolar Health, Harvard, B. and Hart Hansen, J.P. (Eds.) Nordic Council for Medical Research, Rep. Ser. 33: 540
- Jonasson, I., 1976. Geochemistry of sediment / water interactions of metals, including observations on availability, in Shear, H., and Watson, A., eds., IJC/PLUARG, Windsor, Ontario,, 255-271.
- Kelly, C.A., J.W.M. Rudd, V.L. St. Louis, and A. Heyes. 1995. Is total mercury concentration a good predictor of methyl mercury concentration in aquatic systems? *Water, Air, and Soil Pollution* 80:715-724.
- Kennish MJ. 1997. *Practical Handbook of estuarine and marine pollution*. CRC Press. Florida. 524 pp.
- Kohlhepp, G., 1984. Development planning and practices of economic exploitation in Amazonia, recent trends in spatial organization of a tropical frontier region in Brazil (1996-1981). In: Sioli. H. (Ed). *The Amazon-Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and Its Basin*. Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht. 649-674.
- Korthals, E. T and M. R. Winfrey. 1987. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake. *Applied and Environmental Microbiology* 53:2397-2404.
- Kot F.S., Green-Ruiz C., Páez-Osuna F., Shumilin E.N. y Rodríguez-Meza D., 1999. Distribution of mercury in sediments from la Paz Lagoon, Península of Baja California, México. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 45-51.
- Koval, P.V., Kalmychkov, G.V., Gelety, V.F., Leonova, G.A., Medvedev, V.I., Andrulaitis, L.D., 1999. Correlation of natural and technogenic mercury sources in the Baikal Polygon, Russia. *Journal of Geochemical Exploration* 66: 227-289.
- Kudo, A. y Turner, R.R., 1999. Mercury contamination of Minamata Bay: Historical overview and towards recovery. 143-158 pp. En: R. Ebinghaus, R.R., Turner, L.D. de Lacerda,

- O. Vasiliev y W. Salomons, (Eds.) Mercury contaminated sites: characterization, risk assessment and remediation. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 548 pp.
- Kuener, Ph., 1965. Geological conditions of sedimentation, in Riley, J., and Skirrow, G., eds., *Chemical Oceanography*, New York, Academic Press, 2:1-22.
- Lamberson, J. O., DeWitt, T. H., & Swartz, R. C. (1992). Assessment of sediment toxicity to marine benthos. In G. A. Burton (Ed.), *Sediment toxicity assessment* (pp. 183–212). Boca Raton: Lewis Publishers
- Landers, D.H., Gubala, C., Verta M., 1998. Using lake sediment mercury flux ratios to evaluate the regional and continental dimensions of mercury deposition in arctic and boreal. *Ecosystems. Atmospheric Environment* 32(5): 919-928.
- Landner, L., 1970. Restoration of mercury contaminated lakes and river. Swedish Water and Air Pollution Research Laboratory, Ref. B, 76 p.
- Lawson, D.R. y J.W. Winchester, 1979. A standard crustal aerosol as a reference for elemental enrichment factors. *Atmospheric Environment*. 10:925-930.
- Leah, R.T., S.J. Evans, and M.S. Johnson. 1992. Mercury in flounder (*Platichthys flesus* L.) from estuaries and coastal waters of the north-east Irish Sea. *Environmental Pollution* 75:317-322.
- Lindqvist, O., .1991. Mercury as an environmental pollutant. *Water, Air and Soil Pollution*. 56: 843-847.
- Long, E. R., D. D. MacDonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1):81-97.
- Loring, D.H. y Rantala, R.T.T., 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Reference methods for Marine Pollution Studies No. 63.
- Loring, D.H., 1978. Geochemistry of zinc, copper, and lead in the sediments of the stuary and Gula of St. Lawrence. *Can. J. Earth Sci.* 15: 757-772.
- Loring, D.H., y Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter, *Earth-Science Reviews*. 32:235-283.
- Loska, K., J. Cebula, J. Pelczar, D. Weichula, Kwapiński, 1997. Use of enrichment and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content

- od Cd, Cu and Ni in the Rynik water reservoir in Poland. *Water, Air and Pollution*. 93:347-365.
- Lucotte, M., Mucci, A., Hillaire-Marcel, C., Pichet, P., Grondin, A., 1995. Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Quebec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*. 20: 1-10.
- Luoma, S.N. 1977. The dynamics of biologically available mercury in a small estuary. *Estuarine Coast. Mar. Sci.* 5:643-652.
- Luoma, S.N. y D.F.H. Phillips, 1988. Distribution, variability and impact of trace elements in San Francisco Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 19:413-425.
- Mac Donald, D. D., SL Smith, M. Wong, y P.Mudroch, 1992. the Development of Canadian Marine Environmental Quality Guidelines. *Marine Environmental Quality Series No. 1 Ecosystem Science and Evaluation Directorate, Conservations and Protection Environmental Canada*, 120 pp.
- MacDonald, D. D., 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters, vol. 1. Development and Evaluation of the Sediment Quality Assessment Guidelines. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, FL.
- MacDonald, D., Carr, R., Calder, F., Long, E., & Ingersoll, C. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5, 253–278.
- Mackay, D. y Fraser, A., 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals. Mechanisms and models. *Environmental Pollution*. 110: 375-391.
- Manahan, S.E., 1983. *Environmental Chemistry*, 4th ed. Wilar Grant Press, Boston, 612 p.
- Mandelli E. F., 1979. Contaminación por metales pesados. *Rev. Com. Perm. Pacífico Sur* 10, 209-228.
- Martin, J. M., y Meybeck, M., 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7:173-206.
- Mason, R., Fitzgerald, W., Morel, A., 1994. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochemical Cosmochemical Acta* 58: 3191-3198.
- May, K., Stoepler, M., Reisinger, K., 1987. Studies in the ratio total mercury/methylmercury in the aquatic food chain. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 13:153-159.

- Méndez, E., Giudice, H., Pereira, A., Inocente, G. y Medina, D., 2001. Total mercury content-fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southwest Atlantic Ocean. *Journal of Food Composition and Analysis*.14: 453-460.
- Møhlenberg, F. y H.U. Riisgård. 1988. Partitioning of inorganic and organic mercury in cockles *Cardium edule* (L.) and *C. Glaucum* (Bruguiera) from a chronically polluted area: influence of size and age. *Environ. Pollut.* 55:137-148.
- Monzalvo, S. K. 2003. Determinación de mercurio en 2 especies de peces pelágicos. (*Cherublemma emmelas* y *Zalieutees elater*) de la zona del talud del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Moody, J.R. y Lindstrom, R.N., 1997. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace elements samples. *Analytical Chemistry*. 49: 2264-2267
- Moreira A. C. R. y R. G. Boaventura, 2003. Referencia geoquímica regional, para a interpretação das interpretações de elementos químicos nos sedimentos do Baía do lago Paranoá-DF. *Quim. Nova*, 6:812-820.
- Mormede, S. y Davies, M. I. 2001. Trace elements in deep-water fish species from the Rockall trough. *Fisheries Research*. 51:197-206.
- Müller, G., 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79(24): 778-783.
- Nater, EA, y Grigal, DF.1992. Regional trends in mercury distribution across the Great Lakes states, north central USA. *Nature* 358:139-141.
- Nauen, C.E., 1983. Compilation of legal limits for Hazardous Substances in fish and fishery products. *FAO 1983 Fisheries Circular* 764: 102.
- NOM-027, 1993. Norma oficial mexicana NOM-027-SSA1-1993, bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias.
- NOM-028, 1993. Norma oficial mexicana NOM-028-SSA1-1993, bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados en conserva. Especificaciones sanitarias.
- NOM-117, 1994. Norma oficial mexicana NOM-117-SSA1-1994, bienes y servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, hierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.

- NOM-127, 1994. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización
- NOM-129, 1995. Norma oficial mexicana NOM-129-SSA1-1995, bienes y servicios. Productos de la pesca: secos-salados, ahumados, moluscos cefalópodos y gasterópodos frescos-refrigerados y congelados. Disposiciones y especificaciones sanitarias.
- Nriagu, J.O. y Pacyna, J.M., 1998. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333:134-139.
- Nriagu, J.O., 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*. 338: 47- 49
- Ochiai, E., 1985. Química Bioinorgánica. Ed. Reverté. 12:309
- Ochoa, S.A., Halffer, G.E., Ibarra, R., 1973. Estudio de la contaminación en el bajo río Coatzacoalcos. Primeros trabajos, p.115-162. In: Primer Seminario sobre la Evaluación de la Contaminación Ambiental. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México
- Orson, R.A., Simpson, R. L. y Good, R.E., 1992. A mechanism for the accumulation and retention of heavy metals in tidal freshwater marshes of upper Delaware River Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34:171-186.
- Parks, J. W., A. Lutz, y J. A. Sutton. 1989. Water column methylmercury in the Wabigoon/English River-Lake System: Factors controlling concentration, speciation, and net production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:2184-2202
- Penedo de Pinho, A., Daveé, J. R. G., Martins, A. S., Costa P .A .S., Olavo G., Valentin J., 2001. Total Mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: Effects of feeding habits, sex, and length. *Environmental Research*. 89(3): 250-258.
- Pentreath, R.J. 1976a. The accumulation of organic mercury from sea water by the plaice, *Pleuronectes platessa L.* *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 24:121-132.

- Pentreath, R.J. 1976b. The accumulation of inorganic mercury from sea water by the plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 24:103-119.
- Pequeux, A., 1995. Osmotic regulation in crustaceans. *Journals Crustacean Biology*, 15:1-60.
- Pérez-Zapata, A., 1983. La contaminación por plomo en Coatzacoalcos. Ciencia y Desarrollo, CONACYT No. 52 año IX, pp 80-86.
- Pérez-Zapata, A.J., Peleón, R.I. y Gil R.A.M., 1984. Determinación cuantitativa de plomo en peces del estuario del río Coatzacoalcos, An. Esc. Nal. Cienc. Biol. Méx. 28, 193-197.
- Phillips, D. J.H. y Rainbow, P.S., 1988. Barnacles and mussels as biomonitors of trace elements a comparative study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 49: 83-93.
- Picazo-Sanchez, J.E. y Fernández-Vozmediano, J.M., 2002. Los mercuriales: historia, oxicológica, toxicocinética y fisiopatología. *Actualidad Dermatológica*. Facultad de Medicina, Universidad de Cadiz, España. 15: 683-697.
- PNUMA, 2002. Evaluación Mundial sobre el Mercurio. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Productos Químicos.
- Poissant L., J. P. Schmitt y P. Berón, 1994. Trace inorganic elements in rainfall in the Montreal Island. Pergamon Press. Inglaterra.
- PROFEPA, 1995. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. Informe final: Mortandad de mamíferos y aves marinas en el alto golfo de California. México 40 pp.
- PROFEPA, 2000. Disposiciones y procedimientos para la caracterización y restauración de suelos contaminados. Lista de criterios interinos para inorgánicos tóxicos.
- Rada, R. G., J. E. Findley, and J. G. Wiener. 1986. Environmental fate of mercury discharged into the upper Wisconsin River. *Water Air Soil Pollut.* 29:57-76.
- Rada, R.G., Wiener, J.G., Winfrey, M.R., Powell, D.E., 1989. Recent increases in atmospheric deposition of mercury to North-Central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. 18:175-181.
- Rainbow, P. S., 1993. The significance of trace metals concentration in marine invertebrates. In *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates* (R. Dallinger y P. S. Rainbow, eds.), pp. 3-23. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, Florida.

- Rainbow, P. y Phillips, D. J.H., 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. Volume 26, Number 11.
- Rainbow, P.S., Phillips, D. J.H. y Depledge, M. H., 1990. The significance trace metal concentration in marine invertebrates: a need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Mar. Pollut. Bull.*, 21, 321-324.
- Rashid, M., 1974. Adsorption of metals on sedimentary and peat humic acids: *Chemical Geology*, 13:115-123
- Reddy, S.M. y M. Fingermann, 1994. Effect of cadmium chloride on amylase activity in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 109C:309-314.
- Reyes, C. P., 1990. Bioestadística aplicada: Agronomía, Biología y Química. Editorial Trillas 2da edición. México 216 pp.
- Reynoldson, T. (1987). Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. *Hydrobiologia*, 149, 53–66.
- Riisgård , H. U. y S. Hansen. 1990. Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: algal cells *Phaeodactylum tricornutum*, mussels *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. *Marine Ecology Progress Series* 62:259-270.
- Roach A.C., 2005. Assessment of metals in sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, using normalisation models and sediment quality guidelines *Marine Environmental Research* 59 (2005) 453–472
- Rodgers, D.W. and F. W. H. Beamish. 1981. Uptake of waterborne methylmercury by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in relation to oxygen consumption and methylmercury concentration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38(11): 1309-1315
- Rolfhus, K.R. y Fitzgerald, W.F., 1995. Linkages between atmospheric mercury deposition and the methylmercury content of marine fish. *Water, Air and Soil Pollution*. 80: 297-297.
- Rosales-Hoz, L., Cundy, A.B., Bahena-Manjarrez J.L, 2003. Heavy metals in sediment cores from a tropical estuary affected by anthropogenic discharges: Coatzacoalcos estuary, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58:117-126. Estudio geoquímica de metales en el estuario del río Coatzacoalcos, p. 389-406

- Rosales-Hoz, L., y A. Carranza-Edwards, 1998. Heavy metals in sediments from Coatzacoalcos river, México. *Bull. Env. Contam. And Toxicology*, 60: 553-561.
- Rosales-Hoz, L., y A. Carranza-Edwards, 2005. Estudio geoquímico de metales en el estuario del río Coatzacoalcos, p. 389-406. In: A.V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds). *Golfo de México contaminación e impacto ambiental diagnóstico y Tendencias 2da Edición*. Univ. Autón. De Campeche, Univ. Nal. Autón. De México, Instituto Nacional de Ecología, 696 p.
- Rosas, P.I., 1974. Cuantificación de mercurio en biota relacionada con el Río Coatzacoalcos. Tesis. Facultad de ciencias. UNAM. México.
- Roulette, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimarães, J.-R.D., Mergler, D., Amorim, M., 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*. 165: 243-266.
- Rubinstein, N.I., E. Lores, y N.R. Gregory. 1983. Accumulation of PCBs, mercury and cadmium by *Nereis virens*, *Mercenaria mercenaria* and *Palaemonetes pugio* from contaminated harbor sediments. *Aquatic Toxicology* 3:249-260.
- Ruelas-Inzunza J. R., García-Rosales S. B., Páez-Osuna F., 2004. Distribution of mercury in adult penaid shrimps from Altata-Ensenada del Pabellón lagoon (SE Gulf of California). *Chemosphere*. 57:1657-1661.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., Arvizu-Merín, M., 2007. Mercury distribution in selected tissues of migratory and resident avifauna from Altata-Ensenada del Pabellón Lagoon, Southeast Gulf of California.
- Ruelas-Inzunza, J.R., Horvat M., Pérez-Cortés, H. y Páez-Osuna, F., 2003. Distribución de metilmercurio en tejido de ballenas grises (*Eschrichtius robustus*) y delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en el bajo Golfo de California, México. *Ciencias Marinas*. 29(1):1-8.
- Ruelas-Inzunza, J.R. y Páez-Osuna, F., 2005. Mercury in the edible portion of fishes and sharks from two coastal lagoons in the Gulf of California. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 74(2) (En prensa).
- Ruelas-Inzunza, J.R.; Páez-Osuna, F. y Pérez-Cortés, H., 2000. Distribution of mercury in muscle, liver and kidney of spinner dolphin (*Stenella longirostris*) stranded in the southern Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. 40(11) 1063-1066.

- Ruotula, M., y J. Miettinen. 1971. Retention and excretion of ²⁰³Hg labeled methyl mercury in rainbow trout. *Oikos* 26:385-390.
- Salomons, W., y Förstner, U., 1984. Metals in the Hydrocycle. Spring Berlin., 69-76, 78-79.
- Sanger, D.E., 1991. Japan and the Mercury-Poisoned sea: A reckoning that won't go away. New York Times January, 16. <http://www.monitor.net/rachel/r291.htm>
- Sanz-Landaluze J., Diego de A., Raposo J.C., Madariaga, J.M., 2004. Methylmercury determination in sediments and fish tissues from the Nerbioi-Ibaizabal estuary (Basque Country, Spain). *Analytica Chimica Acta*. 508:107-117
- Saxby, J., 1969. Metal-organic chemistry of the geochemical cycle. *Reviews of Pure and Applied Chemistry*. 19:131-150.
- Schober S. E., Sionks. T. H., Jones R. L., Bolger P. M., McDowell M., Osterloh J., Garret E. S., Canady R.A., Dillon C.F., Sun Y., Joseph C.B., Mahaffey K.R., 2003. Blood mercury levels in US children and women of childbearing age, 1999-2000. *J. Am. Med. Assoc.* 289: 1667-1674.
- Schropp, S. J., Lewis, F. G., Windom, H. L., Ryan, J. D., Calder, F. D. & Burney, L. C. 1990 Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using Aluminum as a reference element. *Estuaries* 13, 227–235.
- Scott, K. (1989). Effects of contaminated sediments on marine benthic biota and communities. In *Contaminated Marine Sediments – Assessment and Remediation* (pp. 132–154). Washington: National Research Council. National Academy Press.
- SEDUE. 1990. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. *Gaceta Ecológica*. II(6): 64.
- Serrano, L.B., 2002. Contaminación por mercurio y sus consecuencias e impactos en la ecología y población rural. Informe Contaminación Ambiental por Mercurio en la Cuenca del Río Nanay, Junio 2002, IIAP, Comisión Técnica Multisectorial, Biólogo José Maco.
- Slemr, F. y Langer. E., 1992. Increase in global atmospheric concentration of mercury inferred from measurements over the Atlantic Ocean. *Nature* 355:434-436.
- Solomon, T.W.G., 1981. *Química orgánica*. (Ed.) Limusa. España. 603 p.
- Spencer, D.W., Degens, E.T., y Kulbicki, G., 1968. Factors affecting element distribution
- Stiolyk, W., D. Weis y M. Hesterkamp, 2002. New peat record of atmospheric lead pollution in Switzerland: Pb concentrations enrichment factors, isotopic composition and organolead species, *Environmental Science and Technology*, 36: 3893-3900.

- Storelli M. M., Ceci E., Marcotrigiano G. O. 1998. Comparison of Total Mercury, Methylmercury, and Selenium in Muscle Tissues and in the Liver of *Stenella couruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus). *Environmental Contamination and Toxicology*. 61: 541.
- Storelli, M., Ceci, E., Marcotrigiano, G.O., 2002. Mercury Speciation and Relationship Between Mercury and Selenium in Liver of *Galeus melastomus* from Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 69: 516-522.
- Storelli, M.M.; Storelli, A.; Giacomini-Stuffler, R.; Marcotrigiano, G.O.; 2005. Mercury speciation in the muscle of two commercially important fish, hake (*Merluccius merluccius*) and striped mullet (*Mullus barbatus*) from the Mediterranean sea: estimated weekly intake *Food Chemistry* 89 (2005) 295–300
- Swain, E.B., Engstrom, D.R., Brigham, M.E., Henning, T.A., Brezonik, P.L., 1992. Increasing rates of atmospheric mercury deposition in midcontinental North America. *Science* 257: 784-787.
- Swanson, V., Frist, L., Radar, R., Jr., y Huffman, C., Jr., 1966. Metal sorption by northwest Florida humate : U.S . Geological Survey Professional Paper 550-C, 174-177.
- Syers, J., I. Iskandar y D. Keeney, 1974. Distribution and background levels of mercury in sediments cores from selected Wisconsin lakes. *Water, Air and Soil Pollutant* 2: 105-118.
- Szefer, P., 1998. Distribution and behaviour of selected heavy metals and others elements in various components of the southern Baltic ecosystem. *Applied Geochemistry*. 13:287-292.
- Takeuchi T., 1972. Distribution of mercury in the environments of Minamata Bay and the inland Ariake sea. In: Hartong R., Dinman B.D. (Eds.) *Environmental Mercury Contamination*, Ann Arbor Science Publishing. 79 pp.
- Tamayo, J.L, 1991. *Geografía moderna de México*. Ed. Trillas 400 pp. México.
- Tessier, L., G. Vaillancourt, and L. Pazdernik. 1994. Temperature effects on cadmium and mercury kinetics in freshwater molluscs under laboratory conditions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26:179-184.
- Tiller, K.G., Merry, R.H., Zarcinas, B.A., y Ward, T.J., 1989. Regional geochemistry of metal-contaminated surficial sediments and seagrasses in upper Spencer Gulf, south Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 28: 473-493.
- TMAP Guidelines 2000. Chapter II: TMAP Manual. Version June 2000

- Turekian, K.K., and Wedepohl, K.H., 1961, Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust: Geological Society of America Bulletin, v, 72, p. 175-191.
- U.S. EPA, 1999. The National Survey of Mercury Concentrations in Fish Data Base Summary 1990-1995. 210pp.
- UNEP/IOC/IAEA, 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments suspended particulate matter. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 63, UNEP, 1995.
- Van Gestel CAM y Van Brummelen TC, 1996. Incorporation of the biomarker concept in the ecotoxicology calls for the redefinition of terms. *Ecotoxicology* 5:217-225.
- Velazco-González, O.H., Echavarría-Almeida, S., Pérez-López, M.E. y Villanueva-Fierro, I., 2001. Contenido de mercurio y arsénico en atún y sardinas enlatadas mexicanas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 17:31-35.
- Villanueva, F.S. y Páez-Osuna, F., 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos. *In*: Botello A.V., Rojas-Galaviz, J.L., Benítez, J.A. Zárate-Lomelí, D. (Eds). Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. 666p.
- Vromm, F.Q. y Creer, M., 1972. Mercury vapor intoxication. *Brain* 95: 305-318.
- Wang, Q., Kim, D., Dionysiou, D., Sorial, G., Timberlake, D., 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems - a literature review. *Environmental Pollution* 131: 323-336.
- Watts, J., 2001. Mercury poisoning victims could increase by 20.000. *The Lancet* LtD. 358: 1349-1353.
- Weis, P. , J. S. Weis, and J. Bogden. 1986. Effects of environmental factors on release of mercury from Berry's Creek (New Jersey) sediments and its uptake by Killifish *Fundulus heteroclitus*. *Environmental Pollution* 40:303-315.
- Wheeler, M., 1996. Measuring Mercury. *Focus. Environmental Health Perspectives* 104(8).
- WHO, 2003. Summary and conclusions of the sixty-first meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), JECFA/61/SC, Rome, 10–19 June 2003.

- Wiener, J., and D. Spry. 1994. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. *In: Interpreting Concentrations of Environmental Contaminants in Wildlife Tissues*. G. Heinz and N. Beyer, eds. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Windom, H. M., Schropp, S. J., Calder, F. D., Ryan, J. D., Smith, R. G., Burney, L. C. Jr., Lewis, F. G. & Rawlinson, C. H. 1989 Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology* 23, 314–320.
- Windom, H.L. and D. R. Kendall. 1979. Accumulation and biotransformation of mercury in coastal and marine biota. In: J.O. Nriagu (ed.) *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. pp 277-302. Elsevier/North-Holland Biomedical Press 1979.
- Yagolnizer, M.A., Sokolov, V.M. Ryabtsev, A.D., Obolensky, A.A., Ozerova, N.A., Sukhenko, S.A., Dwurechenskaya, C.J., 1995. Estimate of industrial emissions of mercury in Siberia (in Russian) *Khimiya Ineteresakh Ustoichivogo Razvitiya* 3 (1-3): 23-26.
- Zar, J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. 2nd edition. Prentice Hall. New Jersey, USA, 718 pp.
- Zillioux, E. J., D. B. Porcella, and J. M. Benoit. 1993. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12:1-20.

ANEXO 1

Tabla 29. Normatividad de Hg en México

Ley	Reglamento	Normas oficiales	Entidad responsable
Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA)	Reglamento de Residuos Peligrosos.	NOM-052-ECOL-1993 NOM-053-ECOL-1993	Semarnap, INE, Profepa
Ley de Aguas Nacionales	Reglamento de Aguas Nacionales.	NOM-031-ECOL-1993 NOM-071-ECOL-1994	Semarnap, INE, Profepa
Ley General de Salud	Reglamento para el Control Sanitario de las Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios.	NOM-071-ECOL-1994 NOM-118-SSA1-1994	SSA
Ley Federal del Trabajo	Reglamento de Seguridad, Higiene y Medio Ambiente del Trabajo	NOM-010-STPS-1994	STPS
Ley Federal de Sanidad Animal		NOM-016-ZOO-1994	SAGAR
Ley de Caminos, Puentes y Autotransporte Federal	Reglamento para el Transporte Terrestre de Materiales y Residuos Peligrosos.	NOM-002-SCT2/1994	STC
Ley Federal de Armas de Fuego y Explosivos	Reglamento de Armas de Fuego y Explosivos.	No existe un reglamento oficial mexicano. Sin embargo, el Art. 41 indica que el fulminato de mercurio está sujeto a los reglamentos de la Secretaría de la Defensa Nacional.	SEDENA

De las leyes y los reglamentos se derivan las Normas Oficiales Mexicanas (NOM), que son de aplicación federal, han sido redactadas con la participación de los diferentes sectores gubernamentales, académicos y la industria, y sometidas a consulta pública antes de su publicación definitiva; hasta la fecha se han publicado las normas que figuran en el Anexo 1b. La entidad encargada de vigilar el cumplimiento de estas normas es la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa); sus oficinas generales están en la Ciudad de México y tiene representaciones en cada estado de la República.

Tabla 30. Normas Oficiales Mexicanas para regular el uso del Hg

NOM-052-ECOL-93.	Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
NOM-053-ECOL-93.	Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente
NOM-001-ECOL-1996.	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
NOM-002-ECOL-1996.	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.
NOM-117-SSA1-1994.	Bienes y servicios. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.
NOM-048-SSA1-1993.	Que establece el método normalizado para la evaluación de riesgos a la salud como consecuencia de agentes ambientales.
NOM-118-SSA1-1994.	Bienes y servicios. Materias primas para alimentos, productos de perfumería y belleza. Colorantes y pigmentos inorgánicos. Especificaciones sanitarias.
NOM-016-ZOO-1994.	Análisis de mercurio en hígado, músculo y riñón de bovinos, equinos, porcinos, ovinos y aves, por espectrometría de absorción atómica.
NOM-010-STPS-1994.	Relativa a las condiciones de seguridad e higiene en los centros de trabajo donde se produzcan, almacenen o manejen sustancias químicas capaces de generar contaminación en el medio ambiente laboral.
NOM-002- SCT2/1994.	Listado de las sustancias y materiales peligrosos más usualmente transportados.

ANEXO 2.

Descripción de la industria en Coatzacoalcos (Gobierno de Coatzacoalcos, 2007)

Coatzacoalcos, está considerado como uno de los polos industriales para el país, fundamentalmente por su potencial petrolero, en el que está basada su economía y se ha desarrollado a tal grado que la convierten en la sede de los complejos petroquímicos más importantes de América Latina, además de contar con la Dirección General de PEMEX Petroquímica . El 80 por ciento de la industria Petroquímica Básica de la República está asentada en esta región. Se han designado 2,282 hectáreas para uso industrial.

Distribución porcentual ocupada por rama de actividad económica para la ciudad (MARZO 2002):

Giro industrial	%
Agricultura, ganadería, silvicultura, caza y pesca	0.7
Industria extractiva y de la electricidad	2.3
Industria de la transformación	19.2
Construcción	9.9
Comercio	18.0
Servicios	37.7
Comunicaciones y transportes	7.2
Gobierno	5.0

Entre las empresas establecidas en esta región destacan las siguientes:

Administración Portuaria Integral, S.A. de C.V.	Parque Industrial Petroquímica Morelos
Cydsa Bayer, S.A. de C.V.	Productos Químicos Coin, S.A. de C.V.
Industrias Químicas del Istmo, S.A. de C.V.	Fertilizantes Y Productos Agropecuarios, S.A. de C.V.
Sales Del Istmo, S.A. de C.V.	Eastman Chemical,S.A. de C.V.
Quimir,S.A. de C.V..	Cryoinfra
Cloro De Tehuantepec,S.A. de C.V.	Idesa
Fenoquimia, S.A.	Resirene ,S.A. de C.V.
Celanese Mexicana, S.A.	Fósforo Inorgánico, S.A. de C.V.
Cemex De México, S.A. de C.V.	Canamex, S.A. de C.V.
Compañía Harinera de México, S.A. de C.V.	Westway de México, S.A. de C.V.
Multiver de Coatzacoalcos, S.A. de C.V.	Compañía Marítima Mexicana

Dentro de las actividades agrícolas se destacan los cultivos de maíz y frijol entre otras. En las actividades ganaderas se aprovecha la explotación y cría de los ganados bovino y porcino.

REFERENTE A LA INDUSTRIA PETROLERA DESTACAN:

REFINERIA "GRAL. LAZARO CARDENAS": Se encuentra localizada dentro del municipio de Minatitlán, Ver.; cuenta con una superficie de 200 hectáreas que están ubicadas en el margen izquierdo del río Coatzacoalcos. Tiene como objetivo principal elaborar productos a partir del petróleo crudo y líquidos del gas natural, tales como: gas licuado, gasolinas, querosina, diesel, lubricantes industriales, solventes y aromáticos, cuya producción sirve para satisfacer la demanda de la zona de influencia geográfica, y los excedentes se utilizan para mantener el equilibrio de la demanda nacional y parte de la exportación de productos elaborados; lo anterior ha propiciado el desarrollo de otras industrias como la petroquímica secundaria, fortaleciendo la economía nacional.

La Refinería "Gral. Lázaro Cárdenas" Es una industria petrolera paraestatal con 5 plantas de destilación primaria que produce aproximadamente 1,385 toneladas anuales y genera mas de 3,000 empleos siendo los productos que produce :

- Gasolina.
- Diesel.
- Combustóleo.
- Kerosina.
- Butano.
- Isobutano.
- Turbosina.
- Ciclohexano.
- Lubricantes

"COMPLEJO PETROQUÍMICO COSOLEACAQUE, S.A. DE C.V.". Está situado en la región Sureste del país, junto a la Ciudad de Minatitlán y a 27 km. del Puerto de Coatzacoalcos, Ver. Actualmente cuenta con nueve plantas en operación, distribuidas de la siguiente forma:

- 7 Plantas de Amoniaco,
- 1 Planta de Acrilonitrilo y
- 1 Planta de Paraxileno.

Como apoyo a estas plantas existen además varios sectores auxiliares, estaciones de bombeo, talleres, oficinas administrativas, hospital regional, colonia de empleados, hotel de solteros, escuela primaria, campos deportivos y tiendas de consumo.

La capacidad instalada de proceso es de 2 millones 440 mil T/A de amoniaco, de 24 mil T/A de acrilonitrilo y de 40 mil T/A de paraxileno. Su capacidad de elaboración de amoniaco lo sitúan como uno de los mayores centros productores del mundo de este producto esencial para la industria de los fertilizantes. Los productos que produce:

- Bióxido de Carbono.
- Paraxileno.
- Sufalto de Amonio.
- Acido cianhídrico.
- Hidrógeno.
- Amoníaco

"COMPLEJO PETROQUÍMICO PAJARITOS, S.A. DE C.V.": Este Complejo asentado en el Municipio de Coatzacoalcos en la zona sureste de la República Mexicana, frente a la Ciudad de Coatzacoalcos, cruzando el Río del mismo nombre . El área en que se encuentra instalado es de 47 hectáreas, y actualmente cuenta con 12 plantas de procesos de operación. La capacidad de proceso que se tiene instalada es de 1'337,000 T/A, distribuidas de la siguiente forma:

- 7 Plantas de productos finales,
- 5 Plantas de productos intermedios y
- Sistema integral de tratamientos de efluentes.

Como apoyo a esas plantas se tienen, además: dos sectores de servicios auxiliares, un sector de generación de energía eléctrica, un sector de tratamiento de agua, el sector de movimiento de productos, laboratorios, talleres, almacenes, escuela, servicio médico, colonias residenciales, escuelas y otros servicios. Cuenta con 4,145 empleados. Los productos que produce

- Acetaldehído.
- Óxido de Etileno
- Etileno.
- Dicloroetano
- Ester Metil Terbutílico.
- Acido Clorhídrico.
- Refinado II.
- Cloruro de vinilo
- Otros.

"COMPLEJO PETROQUÍMICO CANGREJERA, S.A. DE C.V.": Este Complejo se localiza en la zona sureste de la República Mexicana, también dentro del Municipio de Coatzacoalcos cruzando el Río del mismo nombre y el puente Coatza I., en el Estado de Veracruz.

Siendo los productos que produce:

- Benceno
- Oxígeno.
- Tolueno.
- Etilbenceno-Estireno
- Xileno (O,M,P,X).
- Óxido de Etileno.
- Polietileno Baja Densidad
- Cumeno
- Propileno
- Gasolina Ligeras
- Etileno
- Aromina 100
- Xileno Quinto Crudo
- Crotonaldehído
- Pentenos.

"COMPLEJO PETROQUIMICO MORELOS": Se localiza en la parte Sur del Estado de Veracruz, al este de la ciudad de Coatzacoalcos dentro de su Municipio y a una distancia aproximada de 7 kms. de la carretera Coatzacoalcos-Villahermosa. Sus instalaciones ocupan un área total de 380 hectáreas. Los productos más importantes que se elaboran son:

- Acetaldehído.
- Acrilonitrilo.
- Óxido de Etileno.
- Etileno.
- Propileno
- Polipropileno
- Oxígeno.
- Glicoles Etilénicos.
- Polietileno de Alta Densidad
- Otros.

Usos finales de productos petroquímicos:

- | | | |
|----------------------------------|---------------------------------------|--|
| Fibras y resinas de poliéster | Fabricación de discos | Perfumes |
| Detergentes | Pegamentos | Analgésicos |
| Anticongelantes para radiadores | Sacos de bolsas de plástico | Cintas adhesivas |
| Fibras textiles | Tuberías | Recubrimientos de cables eléctricos |
| Vinagre | Fibras sintéticas | Juguetes |
| Pinturas | Cremas | Empaques y retenes |
| Partes automotrices | Envases de plástico | Teléfonos |
| Acrílicos | Líquidos para frenos y amortiguadores | Envoltura de cajetillas de cigarrillos |
| Artículos domésticos | Filtros para cigarrillos | Pinturas y esmaltes |
| Sacos para envasado de productos | Rollos fotográficos | |

ANEXO 3

**Tabla 32. Emisiones de sustancias por establecimiento
Agua, aire y suelo
Año: 2004**

Establecimiento	Sector	Mercurio Compuestos	Hg Kg
Cementos Apasco S.A. de C.V.	Cemento y cal	0.0021	2.10
Centro embarcador Bajos de la Gallega	petróleo y petroquímica	0.0000	0.00
Cloro de Tehuantepec S.A. de C.V.	Química	0.0025	2.50
Grupo Celanese S.A. Complejo Cangrejera	petróleo y petroquímica	0.0073	7.30
Grupo Celanese S.A. Terminal Marítima	petróleo y petroquímica	0.0002	0.20
Industria Química del Istmo S.A. de C.V.	Química	0.0002	0.20
Industrias Derivadas del Etileno S.A. de C.V.	petróleo y petroquímica	0.0004	0.40
PEMEX Gas y petroquímica básica CPG área			0.00
Coatzacoalcos sector TMADA	petróleo y petroquímica	0.0000	0.00
PEMEX refinación sector Poza Rica	petróleo y petroquímica	0.0001	0.10
PEMEX Refinación terminar de almacenamiento y distribución Perote	petróleo y petroquímica	0.0000	0.00
PEMEX refinación Terminal marítima Pajaritos	petróleo y petroquímica	0.0003	0.30
PEMEX refinación subgerencia de ductos sureste sectores Minatitlán	petróleo y petroquímica	0.0000	0.00
PEMEX refinación, terminal de almacenamiento y distribución Xalapa	petróleo y petroquímica	0.0000	0.00
Petroquímica Cangrejera S.A. de C.V.	petróleo y petroquímica	0.0020	2.00
Petroquímica Cosoleacaque S.A. de C.V.	petróleo y petroquímica	0.0013	1.30
STREGER S.A.	Química	0.0000	0.00
Terminal de distribución y almacenamiento Veracruz	petróleo y petroquímica	0.0000	0.00
Terminal marítima Tuxpan, Ver			0.00

Establecimiento	Sector	Mercurio	Hg Kg ⁻¹
Cloro de Tehuantepec	Química	0.0025	2.50
Grupo Celanese S.A. Complejo Cangrejera	Petróleo y petroquímica	0.0024	2.40
Industria Química del Istmo S.A. de C.V.	Química	0.0500	50.00
Petroquímica Cosoleacaque S.A. de C.V.	Petróleo y petroquímica	0.0014	1.40
Refinería General Lázaro Cárdenas	Petróleo y petroquímica	0.0051	5.10

FUENTE: RETC-SEMARNAT (2006)

ANEXO 4.

Niveles de mercurio en organismos provenientes del Golfo de México

Tabla 33. Peces con elevados niveles de mercurio.

Especies	Concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$)				No. de muestras	Fuente
	Media	Mediana	Min	Max		
Caballa	0.73	NA	0.23	1.67	213	Gulf Of Mexico Report 2000
Tiburón	0.99	0.83	ND	4.54	351	FDA Survey 1990-02
Pez espada	0.97	0.86	0.10	3.22	605	FDA Survey 1990-02
TILEFISH (Gulf of Mexico)	1.45	NA	0.65	3.73	60	NMFS Report 1978

Tabla 34. Peces y mariscos con niveles bajos de mercurio.

Especies	Concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$)				No. De muestras	Fuente
	Media	Mediana	Min	Max		
Anchoveta	0.04	NA	ND	0.34	40	NMFS Report 1978
Butterfish	0.06	NA	ND	0.36	89	NMFS Report 1978
Catfish	0.05	ND	ND	0.31	22	FDA Survey 1990-02
Almeja	ND	ND	ND	ND	6	FDA Survey 1990-02
Bacalao	0.11	0.10	ND	0.42	20	FDA Survey 1990-03
Cangrejo ³	0.06	ND	ND	0.61	59	FDA Survey 1990-02
Crawfish	0.03	0.03	ND	0.05	21	FDA Survey 2002-03
Croaker (Atlantic)	0.05	0.05	0.01	0.10	21	FDA Survey 1990-03
Flatfish ²	0.05	0.04	ND	0.18	22	FDA Survey 1990-02
Abadejos	0.03	0.04	ND	0.04	4	FDA Survey 1990-02
Merluza	0.01	ND	ND	0.05	9	FDA Survey 1990-02
Arenque	0.04	NA	ND	0.14	38	NMFS Report 1978
Jacksmelt	0.11	0.06	0.04	0.50	16	FDA Survey 1990-02
Ostión (spiny)	0.09	0.14	ND	0.27	9	FDA Survey 1990-02
Caballa del Atlántico (Atlántico N.)	0.05	NA	0.02	0.16	80	NMFS Report 1978
Macarela (Pacífico)	0.09	NA	0.03	0.19	30	NMFS Report 1978
Mejillón	0.05	NA	ND	0.13	191	NMFS Report 1978
Ostión	ND	ND	ND	0.25	34	FDA Survey 1990-02
Percha	ND	ND	ND	0.03	6	FDA Survey 1990-02
Pickrel	ND	ND	ND	0.06	4	FDA Survey 1990-02
Pollock	0.06	ND	ND	0.78	37	FDA Survey 1990-02
Salmón (enlatado)	ND	ND	ND	ND	23	FDA Survey 1990-02
Salmón (fresco/congelado)	0.01	ND	ND	0.19	34	FDA Survey 1990-02
Sardina	0.02	0.01	ND	0.04	22	FDA Survey 2002-03
Callo de hacha	0.05	NA	ND	0.22	66	NMFS Report 1978
Shad (Americano)	0.07	NA	ND	0.22	59	NMFS Report 1978
Camarón	ND	ND	ND	0.05	24	FDA Survey 1990-02
Calamar	0.07	NA	ND	0.40	200	NMFS Report 1978
Tilapia	0.01	ND	ND	0.07	9	FDA Survey 1990-02

Trucha (freshwater)	0.03	0.02	ND	0.13	17	FDA Survey 2002-03
Atún (enlatado, light)	0.12	0.08	ND	0.85	131	FDA Survey 1990-03
Pescado blanco	0.07	0.05	ND	0.31	25	FDA Survey 1990-03
Whitting	ND	ND	ND	ND	2	FDA Survey 1990-02

Tabla 35. Niveles de mercurio en otros peces y mariscos.

Especies	Concentración De Mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$)				No. De Muestras Media	Fuente
	Media	Mediana	Min	Max		
Bass (Marino) ¹	0.27	0.15	0.06	0.96	35	FDA Survey 1990-03
Bluefish	0.31	0.30	0.14	0.63	22	FDA Survey 2002-03
Buffalofish	0.19	0.14	0.05	0.43	4	FDA Survey 1990-02
Carpa	0.14	0.14	0.01	0.27	2	FDA Survey 1990-02
Croaker White (Pacífico)	0.29	0.28	0.18	0.41	15	FDA Survey 1990-03
Grouper	0.55	0.44	0.07	1.21	22	FDA Survey 2002-03
Halibut	0.26	0.20	N.D	1.52	32	FDA Survey 1990-02
Langosta (America Norte)	0.31	N.A	0.05	1.31	88	NMFS Report 1978
Caballa Española (Golfo De México)	0.45	NA	0.07	1.56	66	NMFS Report 1978
Caballa Española (Atlántico Sur)	0.18	NA	0.05	0.73	43	NMFS Report 1978
Marlin	0.49	0.39	0.10	0.92	16	FDA Survey 1990-02
Monkfish	0.18	Na	0.02	1.02	81	NMFS Report 1978
Orange Roughy	0.54	0.56	0.30	0.80	26	FDA Survey 1990-03
Perch (Freshwater)	0.14	0.15	ND	0.31	5	FDA Survey 1990-02
Sablefish	0.22	NA	ND	0.70	102	NMFS Report 1978
Scorpionfish	0.29	NA	0.02	1.35	78	NMFS Report 1978
Sheepshead	0.13	NA	0.02	0.63	59	NMFS Report 1978
Skate	0.14	NA	0.04	0.36	56	NMFS Report 1978
Snapper	0.19	0.12	ND	1.37	25	FDA Survey 2002-03
Tilefish (Atlantic)	0.15	0.10	0.06	0.53	17	FDA Survey 2002-03
Atun (Enlatado, Albacore)	0.35	0.34	ND	0.85	179	FDA Survey 1990-03
Atun (Fresco/Congelado)	0.38	0.30	ND	1.30	131	FDA Survey 1990-02
Weakfish (Sea Trout)	0.25	0.16	ND	0.74	27	FDA Survey 1990-03

FUENTE: FDA Surveys 1990-2003

"National Marine Fisheries Service Survey of Trace Elements in the Fishery Resource" Report 1978

"The Occurrence of Mercury in the Fishery Resources of the Gulf of Mexico" Report 2000

Market share calculation based on 2001 National Marine Fisheries Service published landings data

* Mercury was measured as Total Mercury and/or Methylmercury

ND – concentraciones de mercurio por debajo del Nivel de Detección (LOD=0.01ppm)

NA – dato no disponible

¹ Incluye: Sea bass/ Striped Bass/ Rockfish

² Incluye: Flounder, Plaice, Sole