

00376
-9-



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN EN SEDIMENTOS
Y BENTOS EN EL BAJO RÍO COATZACOALCOS,
VERACRUZ

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS
(ECOLOGÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES)

P R E S E N T A
GLICINIA VALENTINA / ORTIZ ZAMORA

274082



DIRECTOR DE TESIS: ARTURO CARRANZA EDWARDS

2000



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.

A Nina y Raulito

A Mardo

A mis hermanas

A Vica, Yeyo, Aurelio, Eugenio, Jerónimo y Pimpis

Agradecimientos

Quisiera agradecer a Arturo Carranza Edwards, por la dirección de la tesis.

A Fernando Alvarez Noguera, Adolfo Gracia Gasca, Leticia Rosales Hoz, Irma Rosas y Cecilia Vanegas por sus comentarios para la realización de la tesis.

A Eduardo Morales de la Garza por haberme apoyado en todo momento en lo personal y en lo académico, por que sin él no se que hubiera hecho.

A dos excelentes personas Adela Monreal y David Salas, quienes me proporcionaron los datos fisicoquímicos para este trabajo, además de brindarme su apoyo, sus sabios consejos, en fin ... por ser amigos.

A Zoila Graciela Castillo Rodríguez, quién determinó la mayor parte de los organismos, además de alentarme en todo momento.

A Juan Kasper Zubillaga, por compartir mil problemas y tener mil soluciones.

A Carmen González y Víctor Manuel García Vázquez quienes hicieron posible el que terminara este trabajo. Por su apoyo mi mas sincero agradecimiento.

A Susana Santiago Pérez por realizar los análisis químicos en bentos, por la paciencia y amistad de que fui objeto.

A Fernando Ramos y a Gabriel Sánchez Lara por haberme enseñado la metodología en el trabajo sedimentológico, por sus comentarios y consejos.

Al increíble Raymundo Lecuanda Camacho, quién me apoyo con todo el material de laboratorio para el procesamiento de las muestras sedimentológicas, además de orientarme, aconsejarme y hacerme reír a carcajadas.

A Vivian Sólís y a José Luis Villalobos Hiriart por la determinación de algunos organismos.

A Jessica Galarza, Ruth y Ligia Pérez Cruz por los momentos compartidos.

A Rosa María Espinoza Valdemar y Miguel Angel Salcedo Meza por ser mis compañeros y amigos hasta en los momentos más difíciles.

A Conacyt, Al Instituto Mexicano del Petróleo Proyecto FIES 95-122-VI y a la Fundación Telmex por las becas otorgadas.

A Mardo quien con su amor y comprensión me apoyo en todo momento, reiterando a cada momento que es un encantito, a Nina que siempre confió en mi, a Dalia que me ayudó en todo. A Yuri, Chenchá, Ezequiel, Lola, Tomasita, Pepe, Toño y Tito quienes con sus eternos ladridos me distrajerón y acompañaron.

A Pedro Magaña, por citar un ejemplo nada más, quién hace hasta lo imposible para mantener la imagen mediocre del profesor universitario, impartiendo los cursos más deficientes, desinformados y aburridos que uno pueda imaginar, demostrando así, que la Universidad Nacional Autónoma de México, tiene lugar para todos, incluyendo a los más ineptos.

INDICE

Resumen	5
1. Introducción.....	6
1.1Objetivos	10
2. Antecedentes.....	11
3. Área de Estudio.....	16
4. Materiales y métodos.....	21
4.1. Actividades de campo.....	21
4.2. Actividades de laboratorio.....	24
4.2.1. Granulometría y determinaciones poblacionales.....	24
4.2.2. Metodos analíticos.....	29
4.2.2.1. Determinación de metales totales en sedimentos.....	29
4.2.2.2. Determinación de metales biodisponibles en sedimentos.....	29
4.2.2.3. Determinación de materia orgánica en sedimentos	30
4.2.2.4. Determinación de metales en agua.....	30
4.2.2.5. Determinación de fauna bentónica.....	30
4.2.2.6. Determinación de metales en fauna.....	31
5. Resultados.....	32
5.1. Granulometría y determinaciones poblacionales.....	32
5.2. Comportamiento químico en sedimentos.....	43
5.3. Características fisicoquímicas del Agua <i>in situ</i> y contenido de Cu y Cr	47
5.4. Correlación múltiple	50
5.5. Fauna bentónica.....	53
6. Discusión de resultados.....	59
6.1. Granulometría y medios de transporte de los sedimentos.....	59
6.2. Química de metales pesados en sedimentos.....	61
6.3. Química de metales pesados en agua y parámetros fisicoquímicos.....	63
6.4. Correlaciones múltiples.....	68
6.5. Fauna Bentónica.....	69
7. Conclusiones.....	75
8. Literatura citada.....	79

Resumen

En el presente trabajo se determina a lo largo de un ciclo anual en la parte baja del Río Coatzacoalcos, Veracruz los parámetros texturales del sedimento, así como sus determinaciones poblacionales, sus características generales fisicoquímicas, y las concentraciones de Cu y Cr en agua de fondo y sedimentos superficiales.

Se determina la composición de la fauna bentónica y se evalúa las concentraciones de Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Cu y Ni en *Rangia flexuosa*, *Rangia cuneata* y *Polymesoda carolineana*, asimismo se determina las concentraciones promedio de metales traza (Cu y Cr) no residuales (biodisponibles) en sedimentos superficiales.

Se concluye que el tamaño de sedimento promedio son limos por lo que potencialmente son receptores de contaminantes. Su principal medio de transporte es la suspensión y tanto en sedimento como en agua de fondo los sitios contaminados por Cu y Cr son puntuales en zonas de descargas industriales y urbanas. Mientras que en lo referente a la fauna bentónica presentes pueden ser indicadores de contaminación.

1. INTRODUCCIÓN

Los recursos fluviales y costeros de la Tierra se encuentran en una situación crítica debido al constante incremento de los asentamientos humanos, aunado a ciertas actividades de desarrollo como son la agricultura, el transporte acuático y las actividades petroleras, trayendo como consecuencia fuertes alteraciones ecológicas, donde la preservación de la vida humana depende de la conservación adecuada del ambiente (Toledo, 1988).

Para combatir las amenazas al medio, es necesario entender la naturaleza y magnitud de los problemas involucrados tales como la descarga, distribución y reactividad de los contaminantes en el ambiente, así como el conocer la estabilidad o respuestas de un sistema natural ante las perturbaciones (Bahena, 1999). Por ello es necesario estudiar los recursos acuáticos debido a que se trata de un recurso indispensable para la vida.

Bahena (1999) refiere que "La materia y la energía, que se liberan al medio en cantidades mayores a las que éste puede asimilar sin experimentar degradación, desde la perspectiva antropogénica son causantes de contaminación ambiental".

Entre los contaminantes más dañinos para la biota acuática, se encuentran los metales pesados. Algunos metales son esenciales para los organismos como el cromo, cobre, hierro, molibdeno, selenio y zinc; sin embargo pueden ser tóxicos si las concentraciones en el medio son elevadas. El plomo, el cadmio y el mercurio, metales sin función biológica conocida, son altamente tóxicos en bajas concentraciones (Espina y Vanegas, 1996).

A diferencia de otros contaminantes, los metales pesados también pueden existir en los diferentes ambientes de forma natural, debido al aporte de estos elementos a través del intemperismo geológico y el vulcanismo. A su vez las descargas de diversas industrias (fertilizantes, metalúrgica, petroquímica, etc.) y la lixiviación a partir de descargas de desechos sólidos contribuyen al incremento de los metales pesados en ambientes acuáticos (Förstner y Wittmann, 1979).

Para evaluar la contaminación por metales pesados en los sistemas acuáticos, su análisis en los sedimentos puede ser útil, ya que los sedimentos son reconocidos como

receptores potenciales y a la vez como posible fuente de contaminantes y acarreadores, debido a los procesos de precipitación, adsorción y quelación (Förstner, 1985).

Los sedimentos pueden reflejar la calidad actual del sistema, además de que son un registro de los cambios temporales en el mismo, dado que los contaminantes no necesariamente permanecen fijos en el sedimento y pueden ser liberados, regresando a la columna de agua por cambios en las condiciones ambientales tales como el incremento en la salinidad, reducción del pH, ingreso de productos de degradación orgánica, producción de gases, cambio en las condiciones redox, actividad microbiana y efectos físicos como erosión, dragado y bioturbación (Förstner, 1985; Förstner 1989).

A diferencia de otros contaminantes, los metales pesados no son biodegradables y presentan un ciclo eco-biológico global, siendo las aguas naturales su principal ruta de movilización. Los metales en aguas superficiales tienen una fuerte afinidad por la fase particulada, lo cual facilita su eliminación de la columna de agua y su acumulación en los sedimentos. A pesar de que una parte de esos contaminantes pueden ser algunas veces movilizados, otra parte se sumerge en la columna sedimentaria. Debido a su gran capacidad de adsorción, los sedimentos de grano fino, representan el mayor depósito de contaminantes. Por consiguiente, el transporte de metales en la cadena alimenticia y su bioacumulación pueden ser gravemente afectados si existen concentraciones elevadas de metales en los sedimentos (Förstner, 1985;1989).

El análisis del tamaño de las partículas que constituyen a los sedimentos es de gran utilidad en los estudios de contaminación ambiental (Carranza, 1997). Gracias a ellos se puede conocer el porcentaje de gravas, arenas, limos o arcillas; éstas últimas son de gran importancia debido a que pueden constituir sitios potencialmente contaminados por presentar áreas superficiales mayores. Los limos y las arcillas se asocian con sitios de baja energía y presentan un mayor tiempo de residencia y entrapamiento en los sistemas fluviales (Förstner y Wittman, 1979). Carranza (1997) señala que las concentraciones de metales pesados en muestras de sedimentos "ubicados aguas abajo", son mayores que las concentraciones encontradas en sedimentos fluviales muestreados "aguas arriba", lo cual puede asociarse con la presencia de sedimentos más finos hacia las partes bajas de los ríos. Un sedimento arenoso (grano grueso) puede reflejar la influencia del oleaje, mientras que un sedimento lodoso (grano fino)

puede indicar un ambiente de aguas tranquilas. Las diferencias en el tamaño de partícula se relacionan con los diferentes tipos de energía que existen en el área de depósito, con la litología de las rocas, con el área fuente, así como con la distancia entre el área fuente y el área de depósito. Pettijhon (1975), menciona que el tamaño de grano de un sedimento detrítico es de suma importancia, pues sedimentos ferrígenos muy gruesos, generalmente no se han movido grandes distancias.

En un litoral dado donde se arrojan desechos que incluyen metales pesados, lo más probable es que éstos no se fijen en sedimentos arenosos dado que ahí existe una mayor energía; en cambio, hacia aguas más profundas es posible encontrar en sitios de baja energía depósitos de sedimentos finos los cuales constituyen excelentes receptores de metales pesados (Carranza, 1997). Al respecto Ortiz y Carranza (1997) señalan que en el Río Coatzacoalcos, las concentraciones más altas de Fe, Ni y Cu se relacionan en mayor grado con sedimentos cuyo tamaño gráfico promedio (Mz) corresponde a limos, que en sedimentos arenosos.

Los metales pesados se presentan en diferentes formas (iones libres solubles, precipitados de metal, oxhidróxidos de manganeso y fierro) en el ambiente acuático y en el sedimento. Los principales reservorios abióticos de los metales son: la columna de agua, los sedimentos suspendidos, los depositados y el agua intersticial. Cuando se alteran las condiciones redox se puede provocar un incremento en las concentraciones de metales y así por diversos procesos (difusión, compactación y bioturbación) afectan la concentración de los mismos en las aguas sobreyacentes. La columna de agua y los sedimentos suspendidos (si el metal va disuelto) son los primeros receptores de los desechos metálicos; posteriormente se dan los procesos de transferencia, dentro de los que se encuentra la transferencia a la biota o biodisponibilidad, misma que se define como la concentración del elemento que por la forma química en que se encuentra, está disponible para su utilización por la biota. La predicción de la partición de metales y en consecuencia su disponibilidad es difícil debido a la cantidad de posibles procesos que pueden simultáneamente reducir o incrementar la disponibilidad (Chapman y Kimstach, 1992).

Los organismos existentes en los sedimentos son: a) los autótrofos, que producen su propio alimento por fotosíntesis o quimiosíntesis), representados por plantas acuáticas y

bacterias, b) los heterótrofos, que se alimentan de otros organismos como el zooplancton, necton y bentos, c) los descomponedores, que reciclan la materia orgánica en el ecosistema, proveyendo a los productores primarios de materia orgánica en donde se presentan principalmente los organismos del bentos (Brusca y Brusca, 1990).

En principio, los niveles de productividad primaria controlan la estructura del ecosistema estuarino (Walsh, 1988). El bentos funciona como un componente principal en la energética de éste, ya que las comunidades bentónicas son la porción del ecosistema acuático que se encuentra habitando los fondos, consumiendo materia orgánica y regenerando los nutrientes (Falcón, 1998).

El bentos se ha clasificado principalmente por su tamaño así como por el tipo de alimentación, requerimientos respiratorios, movilidad y posición en el sedimento. Los organismos del bentos que habitan dentro del sedimento se denominan *infauna*, incluyendo en esta clasificación a organismos tanto procariontes como eucariontes. La clasificación más aceptada para estos organismos, es la que los separa por los tamaños retenidos en diferentes aperturas de malla de tamices (Thiel, 1975). Así se establecen tres grupos de acuerdo a su talla: las bacterias ($\sim 1\mu\text{m}$), meiofauna ($> 63\mu\text{m}$) y macrofauna ($> 0.5\text{ mm}$). Los organismos de la *epifauna* son los que viven sobre el substrato, como el megabentos ($> 1\text{ cm}$) y de hecho, algunos de los organismos de la macrofauna (Thiel, 1975).

Debido a que los organismos bentónicos habitan en o sobre el sedimento, el tamaño de grano es uno de los factores que va a determinar su distribución. Las comunidades bentónicas además se encuentran limitadas por los parámetros ambientales de temperatura, profundidad, salinidad, concentración de materia orgánica y oxígeno disuelto (Brusca y Brusca, 1990).

El Río Coatzacoalcos es considerado actualmente como un ecosistema estuarino relevante, debido a que ha servido como apoyo esencial al desarrollo económico del sureste del país, por las posibilidades que ofrece para la navegación y el movimiento portuario en la región. Por lo tanto, se le considera como una fuente de trabajo y desarrollo, ya que en su entorno se llevan a cabo diversas actividades. Así, el desarrollo de la industria petrolera nacional, el crecimiento poblacional, la intensidad de los procesos de urbanización y el incremento de las actividades industriales, principalmente

aquellas ligadas con la transformación, almacenamiento y distribución de hidrocarburos, han estado ligados a zonas en donde existen importantes sistemas acuáticos, es así como, las actividades antrópicas desarrolladas en la zona por cerca de ocho décadas, han afectado la cuenca del Coatzacoalcos.

En la mayoría de los estudios en ambientes acuáticos, se determina la concentración de sustancias tóxicas en sedimentos por la afinidad entre ambos, teniendo una proporción en sus concentraciones con respecto al agua del orden de 10,000:1. (Méndez, 1998); lo que facilita la cuantificación de estos compuestos en sedimentos, al proporcionar información sobre valores promedio/anuales, mientras que el análisis de los datos del agua determina las variaciones estacionales, al proporcionar información sobre descargas puntuales. Esto se ve reflejado con el transporte de metales en la cadena alimenticia, lo que permite el incremento en la bioacumulación, donde puede dar como resultado la grave alteración de los organismos, al existir concentraciones elevadas de metales pesados en sedimento y agua, lo que representa múltiples problemas ecológicos reflejados en el sistema.

1.1 OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como principal objetivo contribuir al conocimiento del impacto ambiental en la parte baja del Río Coatzacoalcos donde existe un importante desarrollo industrial.

- a) Estudiar las características granulométricas de los sedimentos.
- b) Determinar el medio de transporte de los sedimentos en el Río Coatzacoalcos a través del grado de saltación, suspensión y tracción de estos.
- c) Evaluar las relaciones entre las concentraciones de Cromo y Cobre presentes en agua de fondo, sedimentos superficiales y organismos.
- d) Evaluar las concentraciones de Manganeso, Cromo, Cadmio, Plomo, Cobalto, Cobre y Níquel, presentes en algunos organismos del Río Coatzacoalcos.
- e) Relacionar las concentraciones de Cu y Cr de organismos bentónicos con las detectadas en agua de fondo y sedimento superficial.

2. ANTECEDENTES

Uno de los problemas latentes de los sistemas fluviales del mundo, consiste en el alto grado de contaminación, generada por el desarrollo urbano, agrícola e industrial. En nuestro país, el acelerado auge demográfico e industrial en las áreas costeras, es causa de serias alteraciones en el medio, tal como el aumento de la materia orgánica, y de los niveles de compuestos químicos, lo que llega a ocasionar mortalidad de la flora y fauna acuática, entre otros (Toledo *et al.* 1988).

Diversos estudios han abordado el problema de la acumulación de metales pesados en sedimentos de sistemas fluviales. Trabajos realizados en la región tropical de la India por Ramanathan *et al.* (1996) en el Río Cauvery, muestran la variación de acumulación de metales en sedimentos causados por el aporte humano en los últimos 50 a 100 años donde las concentraciones de metales decrecen conforme aumenta la profundidad de la columna sedimentaria. De acuerdo con el autor las variaciones de metales pesados y el incremento en la entrada al sistema de metales, tales como el Pb, Cu, Cd y Zn, es debido a la influencia de fertilizantes, aguas negras, industria de textiles y teñidos, entre otros.

Badarudean *et al.* (1996), realizan un estudio de textura y geoquímica de los sedimentos de un ecosistema de mangle tropical, en la costa suroeste de la India, donde encuentran que el río transporta metales hacia la línea de costa (Cu, Fe, Mn, Cr, Zn, Ni). Procedentes de una zona minera río arriba, en el trayecto, el manglar absorbe estos minerales y por lo tanto no llegan a la costa. Sin embargo, al morir la vegetación los elementos pueden ser liberados nuevamente, incrementándose la concentración de los mismos en esa zona. El tamaño medio de los sedimentos en la zona intermareal estudiada varió desde 0.205 mm a 0.098 mm (arena fina a arena muy fina), sedimentos que resultaron muy mal clasificados, con sesgo negativo y muy negativo y de platicúrticas a extremadamente leptocúrticas.

Las concentraciones relativas de los metales presentes en los sedimentos resultaron en orden decreciente de Fe>Mn>Cr>Zn>Ni>Cu. El promedio de Fe fue de 3.52 %, observándose bajas concentraciones de Fe respecto a las encontradas en los

sedimentos del estuario de Vembanaden 4.41%, debido a las características texturales y mineralógicas de los sedimentos en los mangles.

Varias instituciones han realizado estudios de diferente índole en México y en particular en el Río Coatzacoalcos, entre las que destacan el Instituto Mexicano del Petróleo y Petróleos Mexicanos (estudios de carácter confidencial), además de instituciones académicas como el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, La Universidad Veracruzana y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. El objetivo central de estos trabajos ha sido evaluar la contaminación presente en el río.

En el Río Coatzacoalcos, se considera que las actividades que más han impactado a la región son: 1) las eventuales alteraciones por los abundantes drenes originados por industrias petroquímicas, así como por los emisores de aguas residuales; 2) el constante tráfico de buques petroleros con su carga y descarga, el continuo dragado del río y 3) la agricultura local y el aporte de las aguas residuales procedentes de las actividades humanas (Figueroa, 1986; Botello y Paéz, 1986; Gallegos, 1986). Tales actividades pueden provocar alteraciones sobre las comunidades acuáticas y/o en las características físico-químicas del área, causando mortandad periódica de la fauna acuática, emisiones a la atmósfera de productos orgánicos e inorgánicos, lluvias ácidas y alto índice de corrosión (Vázquez Botello, 1995). De acuerdo con este autor, en el área de estudio existen concentraciones elevadas de metales pesados, tales como níquel, zinc y hierro, que rebasan hasta diez veces los límites marcados para áreas costeras no contaminadas. Los ríos Coatzacoalcos y Tonalá, muestran concentraciones más elevadas que en cualquier área costera mexicana estudiada hasta ahora y pueden calificarse como los sitios más contaminados del litoral mexicano y tal vez del mundo (Botello, 1996).

En el corredor industrial del Río Coatzacoalcos (Cosoleacaque, Minatitlán, Pajaritos, La Cangrejera y Morelos), se presentan más de 65 plantas gigantes con una producción superior a los 15 millones de toneladas anuales de productos petroquímicos (García, 1995). Se reconoce que este proceso de industrialización en la zona ha creado problemas de contaminación al ambiente, (Botello, 1996). Así, el Río Coatzacoalcos funciona como proveedor de agua para las actividades industriales y al mismo tiempo como receptor de los productos residuales.

La región baja del Río Coatzacoalcos, presenta un área estuarina, la cual por sus características, sirve como sitios de acumulación de metales pesados. En estos sistemas, los sedimentos actúan como un depósito de los metales acarreados por el río y por consiguiente, funcionan como fuente de dichos elementos para las comunidades bénticas y para la capa de agua de fondo, que está en contacto con el sedimento (Förstner, 1979). Entre los mayores compartimentos estuarinos de metales pesados los sedimentos son cuantitativamente los más importantes. Por ello la sedimentología juega un papel importante en las investigaciones ambientales (Carranza, 1997).

Como respuesta a eventos naturales y/o como consecuencia de los cambios estacionales, la entrada de compuestos al sistema está dada por el acarreo en los escurrimientos. Durante un ciclo anual, la calidad del agua y la composición de los sedimentos de los ríos (composición granulométrica, forma de transporte, etc.), pueden presentar amplias variaciones. En consecuencia, la concentración de compuestos tóxicos pueden presentar a su vez amplias perturbaciones.

En el Río Calzadas, tributario del Río Coatzacoalcos, partir del análisis de la densidad de comunidades fitoplanctónicas, se observó, un agudo proceso de eutroficación, debido a las descargas de las plantas industriales establecidas en las márgenes del Río Calzadas (Toledo et al., 1988). También se registró un bajo número de especies (46 de peces y 13 de invertebrados), donde los índices de diversidad y sus componentes presentaron valores semejantes a los publicados en áreas altamente modificadas por actividades antropogénicas. Asimismo, se determinó la presencia de metales pesados en altas concentraciones (destacando cadmio, cromo, plomo y mercurio) en sedimentos y organismos que representan un peligro potencial para la salud humana, aunado a la destrucción y degradación de los humedales y manglares de la zona repercutiendo directamente en las poblaciones de aves. Figueroa (1986), determinó la presencia de metilmercurio en la mojarra prieta del Río Coatzacoalcos.

Las concentraciones de hidrocarburos fósiles en sedimentos y en organismos son de igual manera muy elevadas, lo cual muestra el alto impacto que las actividades petroleras tienen sobre esta área (Padilla, 1989).

González Lozano et al. (1994) mencionan que la penetración de la pluma térmica de la descarga no. 2 de la Refinería "General Lázaro Cárdenas" es menor a 25 m dentro del

río dependiendo del área de influencia de la descarga, la cual es influida por el régimen de mareas. Determinan a su vez que el comportamiento de los nitratos se encuentra dentro de los intervalos característicos para ríos y zonas costeras; la salinidad y el oxígeno disuelto también dan evidencia de la influencia de la penetración de las aguas marinas y concluyen que las comunidades biológicas consideradas indicadoras de las condiciones de deterioro del Río Coatzacoalcos, no pueden ser relacionadas directa o indirectamente con la temperatura de las descargas.

González Macias, et al. (1994) realizan un estudio donde se presenta el efecto de los dragados en el Río Coatzacoalcos, que provocan diversos efectos en el ambiente al modificar los patrones de circulación y transporte local. El comportamiento de los contaminantes en agua y sedimentos en la dársena y el canal de navegación muestran condiciones asociadas con las actividades industriales; sin embargo consideran que las actividades de dragado no han afectado el sistema. Mencionan que la región está influenciada por la temporalidad y el patrón de corrientes, modificado radicalmente por la presencia de nortes.

González en 1989, realiza un inventario de aguas residuales industriales y residuos sólidos en la zona industrial de Coatzacoalcos, donde menciona que sólo algunas industrias tienen plantas de tratamiento de aguas residuales. El volumen en conjunto de las descargas contabilizadas se calcula en cerca de 50 millones de m³/año. Las aguas residuales urbanas del municipio de Coatzacoalcos se desechan directamente al río y al mar, al no existir planta de tratamiento alguna, ni estaciones de bombeo. En este documento resaltan su preocupación por el daño ecológico que generan esas descargas y el nulo interés que tiene el municipio y las industrias por controlar sus desechos.

Botello et al., (1996) encuentran en estudios realizados en sedimentos en el Río Coatzacoalcos altas concentraciones de mercurio de 51.27 µg/g en 1984 y en 1986, de 0.13 µg/g y niveles de plomo 43.53 µg/g, 1.64 µg/g de cadmio, de 19.0 a 120.0 µg/g de cromo, de 4.9 a 44.0 µg/g de cobre. En la Laguna del Ostión, la cual recibe influencia del Río Coatzacoalcos.

En organismos, se obtuvieron valores de manganeso en *Rangia flexuosa* de 148.0 µg/g peso seco y en *Polymesoda carolineana* de 172 µg/g peso seco. Reportan además en

Macrobrachium acanthurus una concentración de 0.14 $\mu\text{g/g}$ peso seco de plomo, mientras que para cobalto, la concentración más alta se detectó en *Melongena melongena* de 13.57 $\mu\text{g/g}$ peso seco, reportan para *Rangia flexuosa* y *R. cuneata* una concentración de 84.00 $\mu\text{g/g}$ peso seco de níquel.

Estudios recientes muestran que los sedimentos superficiales de la parte baja y la zona del Puerto de Coatzacoalcos no están fuertemente impactadas respecto a Cd, Cu, Ni y Cr, con excepción del Arroyo Teapa (Rosales y Carranza, 1998).

Las presiones impuestas por un rápido crecimiento industrial y de población en algunos de los estados requieren de un control y un manejo integral de las regiones costeras. De tal manera, el conocimiento de las funciones y los valores ecológicos de los ecosistemas costeros resulta esencial para el manejo adecuado de los mismos y se deben mantener simultáneamente las condiciones para un uso productivo y continuado de los recursos costeros (Botello y Paéz, 1986).

3. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se ubica en la parte baja del Río Coatzacoalcos. Esta es una región, que ha sido influenciada por el aporte constante y creciente de contaminantes producidos por el corredor industrial del mismo nombre. Se ubica en la República Mexicana en el estado de Veracruz (Figura 1). Su localización geográfica está entre los 17° 46' y 18° 10' de latitud Norte y los 94° 25' y 94° 31' de longitud Oeste (figura 1). Este río pertenece a la región hidrológica 29B cuya extensión aproximada es de 26,691 km² (SRH, 1979). Los caudales promedio del río durante el ciclo de muestreo del presente estudio fueron de: 771 m³/s en septiembre, 308 m³/s en enero, 97 m³/s en abril y 1157 m³/s en agosto, (Méndez, 1998).

El río nace en el estado de Oaxaca, en la Sierra Atravesada, a más de dos mil metros de altura y llega a desembocar al Golfo de México, en la primera parte de su recorrido el Río Coatzacoalcos atraviesa una zona montañosa de topografía complicada y recibe numerosos afluentes pequeños en una zona poco conocida y poblada. Posteriormente se le llama Río Corte y recibe muchos afluentes especialmente de la margen izquierda. A la altura de Santa María Chimalapa cambia su rumbo oeste hacia el norte, recibiendo afluentes de mayor importancia. Al cruzar Sochiapa en Veracruz, adquiere una dirección NNE, que conserva hasta la desembocadura más adelante, sobre el cauce principal, a unos 140 km de distancia de la costa y por la ribera izquierda recibe el río Jaltepec. A esta altura, la cuenca desagua por el Coatzacoalcos y su afluente es de 9,224 km². Desde aquí, el cauce se torna divagante, con numerosos meandros, y forma varias lagunetas y esteros e incluso se bifurca en Hidalgotitlán, Veracruz. Recibe algunos afluentes importantes, por su margen derecha: el Solosúchil, el Coachapa y el Uxpanapa; este último se incorpora al cauce principal cinco km al norte de Minatitlán. A 17 km corriente al sur de Minatitlán recibe por su margen izquierda al arroyo San Francisco, el cual, pasa por el pantano de Santa Alejandrina, el cual es receptor de las aguas residuales procedentes de la refinería "Lazaro Cárdenas del Río" de Minatitlán, principal fuente de hidrocarburos para el río Coatzacoalcos, y en consecuencia es uno de los cuerpos con mayor deterioro ambiental (Botello, 1996).

El Río Coatzacoalcos por su margen izquierda cerca de su desembocadura, recibe al Río Calzadas el cual es un cuerpo de agua lótico que procede desde la serranía de San Andrés Tuxtla; y drena una subcuenca de aproximadamente 180 km² con un gasto medio de 7m³/s. El Río Calzadas es de gran importancia para el Río Coatzacoalcos por el aporte de aguas dulces que incorpora a su estuario. A unos cinco km de la desembocadura recibe las aguas contaminadas del arroyo Teapa, que es un receptor de aguas residuales del corredor industrial de Coatzacoalcos. En la desembocadura del Río Coatzacoalcos, en la ribera derecha, se encuentra la dársena de Pajaritos, donde hay carga y descarga de buques de gran tonelaje que llegan al Centro Industrial de Pajaritos (Vázquez Botello, 1995).

El Río Coatzacoalcos, descarga un volumen anual de 18,381 millones de m³ y presenta un gasto medio anual equivalente a 556.29 m³/s que puede ir desde 410 m³/s en temporada de secas hasta valores de 2000 a 3000 m³/s por las tormentas tropicales y el extenso desagüe de la cuenca registrado en la estación hidrométrica Las Perlas, lo que da una idea de la importancia de esta vía (Botello 1986 y Toledo 1988).

El Río Coatzacoalcos se caracteriza por formar uno de los sistemas estuarinos más grandes de México, ya que durante la temporada de secas, la influencia de la cuña de mar es detectable hasta 35-40 kilómetros río arriba, es decir, corriente arriba de la población de Minatitlán. Es el principal receptor de aguas residuales y desechos industriales que se producen en el área de Minatitlán, Cosoleacaque, Nanchital y Coatzacoalcos siendo por esto considerado como un estuario con características de deterioro irreversible (Bozada y Páez, 1987).

Como sistema, desempeña un papel de vital importancia para las comunidades biológicas, ya que, existen áreas con diferentes tipos de vegetación (manglar, palmar, etc.), las cuales son el sostén y refugio de la fauna existente en la región tanto de vertebrados como invertebrados terrestres o acuáticos que dependen del río para el desarrollo de su ciclo de vida. Por lo que se refiere a la vegetación hacia el inicio del Río Coatzacoalcos predominan los bosques de coníferas. Aguas abajo, el río atraviesa por una zona donde hay cultivos de temporal en las Vegas (Las Perlas).

Posteriormente abunda el manglar y se presentan las primeras zonas inundables. A la altura de Minatitlán hay muchos pastizales y terrenos para siembra de temporal y en la zona cercana a la desembocadura existen regiones pantanosas que se inundan periódicamente (Botello y Páez 1986).

En cuanto al clima, en general la estación más lluviosa es el verano, pues los meses de máxima precipitación son de junio a septiembre y prácticamente ocurren lluvias en todos los meses del año, con valores mínimos en invierno. La precipitación del mes más seco es menor de 60 mm de lluvia y el porcentaje de lluvia invernal oscila entre 5 y 10.2%. El clima es cálido húmedo sin estación invernal bien definida con una temperatura media anual de 25.5°C, la temperatura más baja se registra en enero con 22.2°C y la más alta a mediados de junio hasta 28°C (García, 1995), presentándose los meses de mayor temperatura desde abril hasta septiembre. La evaporación como valor promedio en Coatzacoalcos corresponde a 2,510 mm, octubre es el mes con los registros más altos, con un promedio de 522 mm y se debe a la influencia ciclónica que perturba el Golfo de México. Se presenta un 82% de días nublados, lo cual es consecuencia de las características de circulación regional de la atmósfera influida por la presencia del mar que se refleja en la humedad del ambiente, cuyo valor es de 80% como promedio anual con vientos dominantes del norte (Botello y Páez 1986). La zona de estudio en el Río Coatzacoalcos, presenta una dinámica en el sistema de singular importancia, ya que esta ubicada en una región de "baja presión/alta presión", debido al calentamiento desigual de la tierra respecto al agua. Este proceso determina un gran acarreo de humedad desde la parte central del Golfo, favoreciendo la formación de nubes cumuliformes al acercarse a la tierra, debido a las altas temperaturas, las cuales depositan una gran precipitación en el lado de barlovento de la Sierra Madre Oriental, situación que se ve reflejada en el caudal del Río Coatzacoalcos que aporta al Golfo de México, un gran volumen de agua. Aunado a esto, la presencia de nortes y huracanes en la región hacen que la mezcla de las aguas sea diferente a lo largo del año dependiendo de la dirección de los vientos, estos dos fenómenos meteorológicos hacen sentir su influencia en el clima del Edo. de Veracruz, por lo que los ciclones se presentan en verano y parte del otoño mientras que los llamados nortes (frentes fríos) se dan en la temporada de invierno.

Los vientos, provienen del norte todo el año, del noreste en mayo y agosto, y del noroeste en diciembre con velocidades de 3.2 a 4.2 m/s, en mayo y septiembre, de 4.5 a 5.5 m/s en octubre y febrero y durante invierno de 5.3 m/s (García, 1996).

Respecto a su litología esta región presenta rocas sedimentarias de la formación Agueguexquite del Mioceno. y sobre estas capas se encuentran los aluviones del Cuaternario (INEGI, 1980).

Existen formaciones de depósito de hidrocarburos como el Encanto, Concepción Inferior y Filisola entre otras. Los principales minerales no metálicos detectados son el azufre, la sal, el potasio y las arenas sílicas (García, 1996).

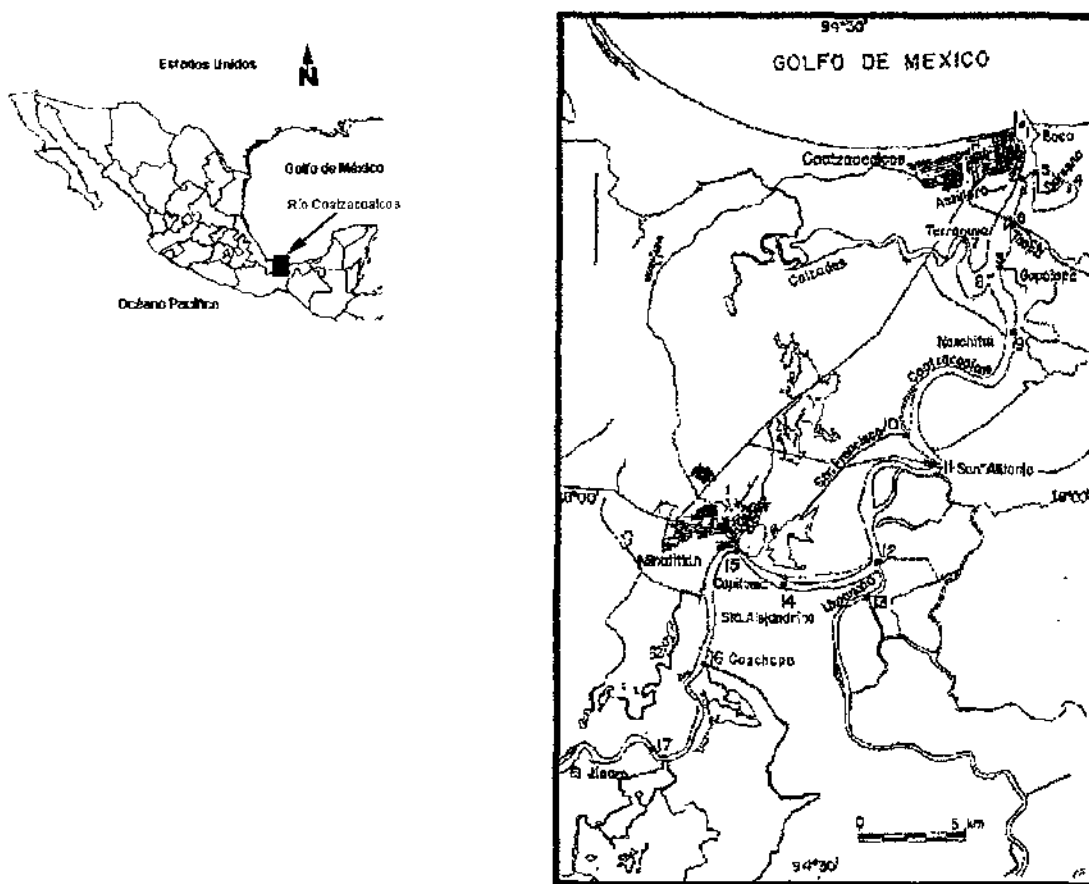


Figura 1 Localización del área de estudio y la ubicación de las estaciones de muestreo
1 Boca, 2 Astillero, 3 Gopalapa, 4 Dársena adentro, 5 Dársena afuera, 6 Teapa, 7 Terranova, 8 Caizadas, 9 Nanachital, 10 San Francisco, 11 San Antonio, 12 Uxpanapa, 13 Totoapa, 14 Santa Alejandrina, 15 Capitania, 16 Coachapa, 17 El Júcaro. (Modificado de Carranza et al., 1998)

Geomorfológicamente el municipio se ubica en la provincia fisiográfica denominada Cuenca Salina del Istmo y es conocida como la Planicie Costera de Sotavento, cuyos límites son: al norte con colinas bajas, al sur y al oriente con lomeríos suaves y al occidente con elevaciones del Macizo de los Tuxtlas (García, 1996).

Se presenta una topografía plana con algunos lomeríos suaves, con pendientes de 0 a 3% que origina problemas de inundación limitando el crecimiento de los centros de la población al norte de Coatzacoalcos (García, 1996).

4. Materiales y Métodos

4.1. Actividades de Campo

Las muestras de sedimentos fueron colectadas a través de un ciclo anual dividido en cuatro muestreos septiembre (lluvias) de 1996, enero (nortes), abril (estiaje) y agosto (lluvias) de 1997.

Durante el trabajo de campo se recolectaron muestras de sedimentos en 14 estaciones durante el primer muestreo, 16 en el segundo y tercer muestreo y 17 en el cuarto. Las estaciones de muestreo se localizan a lo largo del Río Coatzacoalcos (figura 1). La colecta de las muestras se realizaron a bordo de lanchas, con el apoyo de la Secretaria de Marina. Con los datos obtenidos con el Global Positioning System (GPS) marca Trimble, modelo 025 con un error <30m, y la carta topográfica 1:50,000 del Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (Carta Coatzacoalcos) E15-A85, se elaboró una libreta de bitácora con la posición geográfica de cada estación de muestreo, a fin de poder cartografiar cualquier aspecto de interés, así como marcar los puntos de muestreo. La profundidad se registró con un sensor sónico tipo pistola (marca Fish Ray modelo FR300) cuya precisión es de 1 pie.

Las muestras de sedimento fueron obtenidas mediante una draga de acero inoxidable tipo almeja de 2 lt de capacidad y se prestó especial cuidado de tomar el sedimento del centro, para evitar el tener contacto con las paredes de la draga. Posteriormente se obtuvo un submuestreo tomado con una espátula de plástico de aproximadamente 300g de sedimento y se transfirió a bolsas plásticas previamente lavadas (con HNO₃ durante 72 horas, para eliminar, cualquier tipo de contaminación) las que se etiquetaron con el nombre de la estación y fecha. Fueron almacenadas y refrigeradas a 4°C para su procesamiento químico. El resto de las muestras se guardaron en bolsas plásticas previamente etiquetadas para su análisis granulométrico.

En campo se hicieron determinaciones *in situ* de parámetros fisicoquímicos como pH (± 0.04), temperatura (± 0.4 ° C), oxígeno disuelto (± 0.03 mg/L), salinidad (± 4.5 % de toda la escala) potencial redox ($\pm Eh 5$ mV) y profundidad (± 0.45 m), mediante el uso de un

equipo de campo para determinación de parámetros hidrológicos (Hidrolab) marca YSI modelo 3800 previamente calibrado. Las muestras de agua para Cr y Cu se colectaron en frascos de polietileno de alta densidad, se refrigeraron a 4° C y posteriormente se les agregaron ácido nítrico de alta pureza para su preservación.

Para la obtención de organismos bentónicos asociados al sedimento en el primer muestreo, se obtuvieron aproximadamente 250 ml de sedimentos, en el segundo de 6 a 12 lts, en el tercero de 2 a 4 lts y en el cuarto de 3 a 10 lts. de sedimentos, según lo permitió la logística de cada muestreo. Se guardaron en cubetas cerradas y/o en bolsas de plástico con alcohol al 90% para su preservación. Los 17 sitios de muestreo establecidos a lo largo del Río Coatzacoalcos se describen brevemente:

Estación 1 Boca.- Sus coordenadas son 18 ° 09.585' N y 94° 24.683' W, se le seleccionó a la altura de la línea de costa para tener un sitio de muestreo con marcada influencia marina, en cuya cercanía se descargan las aguas municipales del Río Coatzacoalcos y de Allende. Las profundidades a la que se tomaron las muestras varió de 5.70 a 11.65 metros.

Estación 2 Astillero.- Sus coordenadas son 18° 07.611' N y 94° 25.026' W, se seleccionó en el estero del Río Coatzacoalcos por la influencia directa de los desechos generados en el astillero de marina y el tráfico marítimo. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió, de 3.55 a 10.70 metros.

Estación 3 Gopalapa.- Con coordenadas 18° 05.670' N y 94° 25.311' W, se seleccionó por que el arroyo Gopalapa recibe las aguas residuales de las industrias CELANESE, RESIRENE y Productora de Químicos Industriales. La confluencia de este con el Río Coatzacoalcos se consideró un lugar adecuado para observar la influencia de las descargas locales. La profundidad varió de 0.90 a 11.88 metros.

Estación 4 Dársena Adentro.- Coordenadas 18° 07.824' N y 94° 23.392' W, se seleccionó por recibir las descargas industriales de diversos giros como el Complejo Petroquímico y Puertos Libres Mexicanos. La profundidad varió de 3.15 a 5.50 metros.

Estación 5 Dársena afuera.- Con coordenadas 18° 08.252' N y 94° 24.286' W, se ubica en el canal que comunica la Dársena con el Río Coatzacoalcos y se seleccionó por presentar gran influencia antropogénica, marina y fluvial. La profundidad varió 3.15 a 11.65 metros.

Estación 6 Teapa.- Con coordenadas de 18° 07.056' N y 94° 25.006' W, se seleccionó por que se vierten descargas industriales del complejo petroquímico Pajaritos, grupo IQUISA, Cloro de Tehuantepec, entre otras. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió de 0.45 a 5.35 metros.

Estación 7 Terranova.- Sus coordenadas son 18° 06.586' N y 94° 26.436' W, se seleccionó en el cauce del Río Calzadas kilómetros antes de la confluencia con el Coatzacoalcos. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió de 0.90 a 2.43 metros.

Estación 8 Calzadas.- Con coordenadas 18° 05.540' N y 94° 25.489' W, se seleccionó en la confluencia del Río Calzadas con el Río Coatzacoalcos. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió de 1.45 a 7.01 metros.

Estación 9 Nanchital.- Con coordenadas 18° 04.175' N y 94° 24.896' W, en este lugar se da la influencia de la ciudad de Nanchital y algunas industrias. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió de 4.87 a 10.40 metros.

Estación 10 San Francisco.- Con coordenadas 18° 01.645' de latitud norte y 94° 27.773' W, aquí confluyen los Ríos San Francisco y Coatzacoalcos, llevando el primero las aguas de origen urbano de la ciudad de Minatitlán. La profundidad varió de 3.90 a 8.22 metros.

Estación 11 San Antonio.- Con coordenadas de 18°00.692' N y 94° 26.877 W, aquí se ve la influencia del Río San Antonio con el Coatzacoalcos. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió de 3.95 a 23.77 metros.

Estación 12 Totoapa.- Sus coordenadas de 17° 58.502' N y 94° 28.501' W, se seleccionó por la marcada influencia del RíoTotoapa en el Río Coatzacoalcos. La profundidad a la que se tomaron las muestras varió de 5.48 a 6.90 metros.

Estación 13 Uxpanapa.- Con coordenadas de 17° 57.502' N y 94° 28.887' W, se seleccionó para diferenciar las descargas acarreadas al Río Coatzacoalcos. La profundidad varió de 20.60 a 22.85 metros.

Estación 14 Santa Alejandrina.- Con coordenadas de 17° 57.782' N y 94°30.908' W, aquí se reciben las descargas aceitosas de la refinería, que llegan al río por ser una zona de inundación. La profundidad varió de 2.15 a 5.50 metros.

Estación 15 Capitania.- Con coordenadas de 17° 58.608' N y 94° 32.283' W, aquí llegan las descargas de la ciudad de Minatitlán y de la refinería. Se mezclan aguas de fuentes industriales, fluviales y municipales. La profundidad de los diversos muestreos varió de 3.04 a 15.15 metros.

Estación 16 Coachapa.- Con coordenadas de 17° 55.854 N y 94° 33.324' W, aquí confluye el Río Coachapa con el Coatzacoalcos. La profundidad varió de 4.00 a 17.80 metros.

Estación 17 Jícara.- Con coordenadas de 17° 53.493' N y 94° 34.594' W, se considera un sitio poco alterado, con escasa influencia marina, no presenta grandes asentamientos humanos e industriales aguas arriba, es lo más cercano a las condiciones naturales del Río Coatzacoalcos. La profundidad varió de 4.20 a 7.70 metros.

4.2. Actividades de Laboratorio

4.2.1. Granulometría y determinaciones poblacionales en sedimentos.

Para la determinación del color del sedimento, se utilizó como referencia la carta de colores de Munsell; se realizaron comparaciones visuales y se anotó la clave y el nombre.

Para el análisis de tamaños de grano se utilizaron los métodos de tamizado y pipeteo para separar los granos a cada phi, propuesta por Krumbein (1934), para estandarizar los términos y estudiar los datos en forma estadística. El procedimiento general para el análisis granulométrico se inició con una estimación, tanto visual como manual (Tabla 1).

Tabla 1. Estimación visual para el procedimiento general del análisis granulométrico

Arenosa	Lodosa
Se utilizó toda la muestra	Se homogeneizo toda la muestra y se obtuvo la submuestra de aproximadamente 50 gr.

Se eliminó la materia orgánica con agua oxigenada, y se tamizó en húmedo con el tamiz 230 (0.0625 mm) y agua para separar los sedimentos gruesos y finos (Tabla 2). Se efectuó un submuestreo para aquellas muestras muy lodosas. Se homogeneizó la

muestra dentro de la bolsa que la contenía y se tomó aproximadamente 50 gramos de sedimento. Las muestras se dejaron reposar con agua oxigenada y se separaron en fracciones.

Para el análisis granulométrico de los sedimentos, previamente se secaron 50 g de cada muestra a 60°C durante 24 h. El tamizado en seco consistió en apilar un tamiz sobre otro, en donde el tamiz superior tiene la abertura más grande y el inferior la más pequeña con los números: -1, 0, 1, 2, 3 y 4 phi respectivamente lo que permitió analizar el total de la muestra. Se hizo vibrar durante 15 minutos en un Ro-tap, (modelo RX-29 Tyler 01025) con reloj automático y movimiento circular a 1750 revoluciones por minuto, así quedaron retenidos los granos en el tamiz con la abertura menor al diámetro de la partícula. Se pesaron cada una de las fracciones las cuales se metieron en bolsitas previamente etiquetadas con el número de muestra y fracción correspondiente.

El lodo se pipeteó y se dejó reposar 24 horas en un litro de agua con cinco gramos de hexamatafosfato de sodio. Se tomaron alícuotas de 20 ml y se colocaron en el vasito respectivo para cada una de las fracciones de las muestras analizadas a diversas temperaturas que variaron de 20°C a 24°C.

Las muestras secas de cada fracción, se pesaron en la balanza analítica considerando centésimas. Las diferencias sucesivas anteriores de los pesos obtenidos proporcionaron la relación en la que se va perdiendo el peso de un cierto tamaño de partículas, se calculó el peso para cada fracción. Las muestras secas de cada fracción, se pesaron en la balanza analítica considerando centésimas. Las diferencias sucesivas anteriores de los pesos obtenidos proporcionaron la relación en la que se va perdiendo el peso de un cierto tamaño de partículas, se calculó el peso para cada fracción. Las muestras secas de cada fracción, se pesaron en la balanza analítica considerando centésimas. Las diferencias sucesivas anteriores de los pesos obtenidos proporcionaron la relación en la que se va perdiendo el peso de un cierto tamaño de partículas, se calculó el peso para cada fracción. Las muestras secas de cada fracción, se pesaron en la balanza analítica considerando centésimas. Las diferencias sucesivas anteriores de los pesos obtenidos proporcionaron la relación en la que se va perdiendo el peso de un cierto tamaño de partículas, se calculó el peso para cada fracción.

Tabla 2. Procedimiento general seguido para el análisis granulométrico.

Gruesos	Finos
Este tipo de sedimento se secó y en el Ro-Tap se agitó durante 15 minutos y se pesó cada fracción	<p>El lodo seco más el residuo de la charola receptora del tamizado con el Ro-tap es el sedimento a pipetear.</p> <p>Se dispersó con hexametáfosfato de sodio y se colocó en probetas graduadas con capacidad de un litro.</p> <p>Se agitó vigorosamente la suspensión hasta quedar uniforme.</p> <p>Se pipeteó en diversos niveles de la columna en los tiempos establecidos para obtener fracciones a cada phi.</p> <p>Se secaron en el horno las muestras y se peso cada fracción.</p> <p>Finalmente, se realizan los cálculos necesarios para determinar cada phi (Folk, 1974).</p>

Una vez obtenidos los pesos de todas las fracciones, se procedió a calcular el porcentaje que representa cada una de ellas del total de la muestra, así como los porcentajes acumulativos, los percentiles y parámetros texturales (tablas 4, 5, 6 y 7) de cada muestra. Con el porcentaje que representa cada fracción de tamaño, y del peso total de la muestra se calcularon los porcentajes de grava, arena, limo y arcilla con los correspondientes porcentajes acumulativos de todas las fracciones de acuerdo a Folk (1974) quién precisó el método para determinar los parámetros texturales empleados en este trabajo:

- 1.- El tamaño gráfico promedio o Mz , el cuál indica el tamaño de grano del sedimento (gravas, arenas, limos o arcillas).
- 2.- La desviación estándar gráfica inclusiva o σ_1 indica el grado de homogenidad del sedimento, así al caracterizar un sedimento como muy bien clasificado implica que el material pertenece en su mayoría a un sólo tamaño, mientras que muy mal clasificado implica la diversidad de tamaño de grano en la muestra correspondiente.

3.- El grado de asimetría gráfica inclusiva o S_{ki} señala la tendencia simétrica del material hacia los tamaños finos (baja energía) o hacia los gruesos (alta energía).

4.- La curtosis gráfica inclusiva o K_g indica el tipo de curva. La tendencia hacia los valores cercanos a cero implican curvas de frecuencia platicúrticas y la lejanía al cero implica que la curva de frecuencia tiende a ser leptócurtica (tabla 3).

A partir de la información obtenida durante el análisis granulométrico de las muestras se elaboraron las gráficas y tablas correspondientes para determinar las poblaciones depositacionales de los sedimentos para cada uno de los muestreos (tracción, saltación y suspensión) de acuerdo al método propuesto por Visher, (1969). En papel probabilidad se analizaron los porcentajes de la muestra a cada ϕ y se observó el porcentaje acumulativo en tracción, saltación y suspensión con lo que se procedió a elaborar las tablas correspondientes (tablas 9, 10, 11 y 12).

Tabla 3 Fórmulas y límites empleados(Folk, 1974).

1) Tamaño gráfico promedio:

$$Mz = (\phi 16 + \phi 50 + \phi 84) / 3$$

cuyos límites son:

grava	menor que -1.0 (ϕ)
arena	-1.0 a 4.0 (ϕ)
limo	4.0 a 8.0 (ϕ)
arcilla	mayor que 8.0 (ϕ) a 12 (ϕ)
coloides	mayor que 12 (ϕ)

2) Desviación estándar gráfica inclusiva:

$$\sigma_1 = \frac{(\phi 84 - \phi 16)}{4} + \frac{(\phi 95 - \phi 5)}{6.6}$$

muy bien clasificado	menor que 0.35 (ϕ)
bien clasificado	0.35 a 0.50 (ϕ)
moderadamente bien clasificado	0.50 a 0.71 (ϕ)
moderadamente clasificado	0.71 a 1.00 (ϕ)
mal clasificado	1.00 a 2.00 (ϕ)
muy mal clasificado	2.00 a 4.00 (ϕ)
extremadamente mal clasificado	mayor que 4.00 (ϕ)

3) Grado de asimetría gráfica inclusiva

$$SKI = \frac{(\phi 16 + \phi 84 - 2 \phi 50)}{2(\phi 84 - \phi 16)} + \frac{(\phi 5 + \phi 95 - 2 \phi 50)}{2(\phi 95 - \phi 5)}$$

cuyos límites son:

muy asimétrico hacia finos	+1.0 a +0.3
asimétrico hacia finos	+0.3 a +0.1
casi simétrico	+0.1 a -0.1
asimétrico hacia gruesos	-0.1 a -0.3
muy asimétrico hacia gruesos	-0.3 a -1.0

4) Curtosis gráfica inclusiva:

$$Kg = \frac{(\phi 95 - \phi 5)}{2.44 (\phi 75 - \phi 25)}$$

cuyos límites son:

muy platicúrtico	menor que 0.67
platicúrtico	0.67 a 0.90
mesocúrtico	0.90 a 1.11
leptocúrtico	1.11 a 1.50
muy leptocúrtico	1.50 a 3.00
extremadamente leptocúrtico	mayor que 3.00

4.2.2. Métodos analíticos

4.2.2.1 Determinación de metales totales en sedimentos.

Las concentraciones totales de los metales traza (Cd, Co, Cr, Cu, Ni y Pb) encontradas por Bahena (1999) fueron determinadas en un espectrofotómetro de absorción atómica (SpectrAA-10 Plus Varian). El aparato fue calibrado con estándares Merk. El sedimento se secó a 55 °C durante 48 hrs y se molió en un vial de carburo de tungsteno-carbide con un equipo Spex 8000 Mixer/Mill.

Las concentraciones totales de elementos en el sedimento se determinaron realizando una extracción ácida en un horno de microondas CEM MDS 2000. Se tomaron 0.50 gramos de sedimento seco, el cual fue colocado en bombas de teflón y digiriendo con 10 mL de agua bidestilada, 5 mL de HNO₃ concentrado y 2 mL de HCL concentrado. Se digirió en tres etapas, la primera 10 minutos a 40 psi; la segunda 10 minutos a 80 psi; y en la tercera 15 minutos a 120 psi. Los residuos se centrifugaron a 200 rpm y se aforó con agua bidestilada a 25 ml. Para la calibración se digirió por duplicado un sedimento natural de tamaño fino de el estuario Scheldth en el Mar del Norte, clasificado como SDN1/2 y certificado por el laboratorio de Radioactividad Marina, Mónaco. La exactitud del metodo de acuerdo a la calibración mostró un error relativo de 10% para Cd, 11.57 % para Co, 4.02% para Cr, 3.87 para Cu y 1.62 % para Ni. La precisión media de cada *metal se determinó corriendo una misma muestra cinco veces y se expresa como el coeficiente de variación y/o la desviación estándar.* Para los metales totales fue respectivamente de : Cd 0.21/0.0054, Co 0.09/0.002, Cr 5.68/3.72, Cu 0.05/0.01, Ni 0.10/0.03.

4.2.2.2. Determinación de metales biodisponibles en sedimentos.

El análisis de metales biodisponibles (traza no residuales) realizados por Bahena (1999) de acuerdo con el metodo de Mat y Maah (1994) consistió en la extracción continua de un gramo de sedimento en 10 mL de HCL 1M agitado durante dos horas, este se centrifugó posteriormente y las concentraciones de metales traza se determinaron por espectrometría de absorción atómica por flama en un equipo SpectrAA-10Plus Varian) de acuerdo con las condiciones de operación de equipo para el análisis de cada

elemento. El equipo se calibró con estándares Merck el cual se revisó después de procesar 10 muestras para verificar la sensibilidad del instrumento.

La precisión obtenida para metales biodisponibles expresada como coeficiente de variación y/o desviación estándar fue de: Cd 4.65%/0.04, Co 7.52%/0.54, Cr 10.50%/0.24 y Cu 0.14%/0.01

4.2.2.3. Determinación de materia orgánica en sedimentos.

Bahena determinó la materia orgánica por el método de titulación propuesto por Gaudete y Flight, (1974). Se determinó oxidando 0.3 g, de sedimento con 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1N en 20 ml de H_2SO_4 concentrado, se utilizó para la reacción el calor de disolución del H_2SO_4 , se dejó reposar 30 minutos. Después se agregaron 200 mL de agua destilada, se le adiciona 10 mL de H_3PO_4 concentrado, se le agrega 0.2 gr de NaF para eliminar las interferencias por el ion cloruro y los iones férricos respectivamente. El exceso de $K_2Cr_2O_7$ se valoró con una solución de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ 0.5 N, usando difenilamina como indicador (Bahena, 1999). El coeficiente de variación del método fue de 0.21% y la desviación estándar de 0.0851.

4.2.2.4. Determinación de metales en agua.

Los metales traza (Cu y Cr) disueltos analizados por Méndez (1998), se determinaron por espectrofotometría de Absorción Atómica (Varian con Horno de grafito Spectra AA-100 GTA-100), siguiendo los métodos estandarizados (3131 B, APHA, 1995). La muestra acidulada de agua se leyó directamente en el equipo. El límite de detección de Cu fue de 2.38×10^{-6} y de Cr 1.63×10^{-6} .

4.2.2.5. Determinación de fauna bentónica

Los organismos colectados en cada muestreo, se separaron manualmente con un tamiz de abertura de malla de 0.25 mm de diámetro y se introdujeron en frascos con alcohol al 96% para su determinación posterior por parte de especialistas.

4.2.2.6. Determinación metales en fauna

Mn, Cr, Cd, Pb, Co, Cu y Ni se determinaron usando los organismos completos. La concentración total de los siguientes metales traza:

Las muestras de organismos se secaron en una cápsula de porcelana a 60°C por 4 días, se enfriaron y se homogeneizaron. Se pesaron 0.5 gr de la muestra en una balanza Ohaus y se colocaron en vasos de teflón de las bombas; se adicionaron 10 ml de HNO₃ concentrado (calidad suprapur) y se digirieron las muestras de acuerdo con el programa del Manual de aplicaciones por digestión de microondas CEM 2000 (microwave sample preparation system, 1994).

El programa se corrió en 4 pasos: la primera y segunda etapa tuvieron 5 minutos a 40 y 85 psi, respectivamente, mientras que la tercera y la cuarta etapa tuvieron una duración de 3 minutos a 135 y 175 psi. Posteriormente se enfriaron y despresurizaron para adicionarle 1.5 ml de H₂O₂ (peróxido de hidrogeno) al 30%, se volvieron a cerrar las bombas, para correrlas nuevamente en un programa corto a 80 psi durante 10 minutos para lograr la completa digestión de la muestra. Se dejaron despresurizar hasta 20 psi; ya frías se aforaron a 25 ml con agua bidestilada, se centrifugaron por 5 minutos, se pasaron a los frascos de plástico etiquetados y se refrigeraron hasta la determinación de metales traza por Espectrometría de Absorción Atómica, (Varian Spectra AA100) de acuerdo con las condiciones de operación del equipo para cada elemento (application note Biologica 3. CEM). Las calibraciones se hicieron con estándares "Merk" y las muestras se corrieron por duplicado, junto con 5 blancos de reactivos en las mismas condiciones.

5. RESULTADOS

5.1 Granulometría y determinaciones poblacionales en sedimentos.

En general, cinco factores son los que regulan el color del sedimento: 1) el efecto masivo total de los colores de los granos de mineral; 2) el color de la matriz de grano más fino; 3) el color de cualquier recubrimiento de los granos; 4) el grado de finura de los granos sedimentarios y 5) el contenido de materia orgánica (Krumbein y Pettijohn, 1938).

El color olivo y pardo grisáceo muy oscuro que presentaron los sedimentos en promedio de todos los muestreos (Tabla 4), se debió al alto contenido de materia orgánica. Una vez lavado el material con agua oxigenada, se perdieron los colores olivo y predominaron los grises.

Tabla 4. Color de sedimentos en húmedo y en seco.

Estación	Color en húmedo	Color en seco
Boca	Negro	Pardo grisáceo
Astillero	Pardo gris muy oscuro	Pardo oscuro
Gopalapa	Verde olivo	Pardo claro
Terranova	Negro	Pardo grisáceo
Calzadas	Pardo gris muy oscuro	Pardo
Nanchital	Verde olivo	Pardo oscuro
San Francisco	Verde olivo	Pardo grisáceo
San Antonio	Negro	Pardo oscuro
Uxpanapa	Pardo gris muy oscuro	Pardo grisáceo
Totoapa	Verde olivo	Pardo oscuro
Santa Alejandrina	Verde olivo	Pardo grisáceo
Minatitlán	Pardo gris muy oscuro	Pardo grisáceo
Coachapa	Pardo gris muy oscuro	Pardo grisáceo
Jícaro	Verde olivo muy oscuro	Pardo oscuro

De acuerdo a Bahena (1999) los contenidos de materia orgánica (tabla 5), variaron de 0.16 % hasta 4.52 %, los cuales estuvieron dentro de los valores reportados para ríos.

Tabla 5. Porcentaje de materia orgánica (modificado de Bahena, 1999), de los sedimentos.

ESTACIONES	MATERIA ORGÁNICA (%)			
	Primer Muestreo	Segundo Muestreo	Tercer Muestreo	Cuarto Muestreo
1. BOCA	1.55	1.30	0.16	1.49
2. ASTILLERO	1.09	0.92	4.52	1.96
3. GOPALAPA	0.19	1.65	1.28	1.59
4. DÁRSENA ADENTRO	-	-	1.19	0.53
5. DÁRSENA	-	3.80	1.32	0.29
6. TEAPA	-	1.16	1.72	1.68
7. TERRANOVA	1.52	1.43	0.92	2.42
8. CALZADAS-COATZA.	1.02	1.28	0.50	1.68
9. NANCHITAL	1.36	0.97	2.02	2.11
10. SAN FRANCISCO	1.19	0.47	0.88	1.25
11. SAN ANTONIO	1.24	0.70	2.44	1.73
12. TOTOAPA.	1.26	1.99	1.57	1.54
13. UXPANAPA DENTRO	1.67	0.20	1.32	1.82
14. SANTA ALEJANDRINA	1.53	1.56	-	1.58
15. CAPITANÍA	0.44	1.74	1.07	1.78
16. COACHAPA	1.41	0.57	0.33	0.67
17. EL JÍCARO	1.55	1.47	1.61	1.35
PROMEDIOS	1.22	1.33	1.43	1.50

- No se colectó muestra

De manera general, el promedio global de los sedimentos en los cuatro muestreos fue de 5.65ϕ (Tablas 6,7,8 y 9), lo que colocó a la Mz (tamaño gráfico promedio de sedimentos) en un intervalo de limos o partículas muy finas, lo cuál se relacionó con la principal forma de transporte de los sedimentos que fue la suspensión (Figuras 2,3,4 y 5).

Tabla 6 Percentiles y parámetros texturales de los sedimentos. Septiembre de 1996.

	φ5	φ 16	φ 25	φ 50	φ 75	φ 84	φ 95	Mz	σ	SKI	kg
Boca	0.78	3.48	4.28	5.88	8.20	9.81	12.65	6.39	3.38	0.19	1.24
Astillero	3.96	4.48	4.72	5.61	6.85	7.50	8.72	5.86	1.48	0.28	0.92
Terranova	3.08	4.08	4.42	5.21	6.65	7.20	8.05	5.50	1.53	0.21	0.91
Gopalapa	0.32	1.08	1.32	1.92	2.42	2.65	4.29	1.88	0.99	0.06	1.48
Calzadas	4.10	4.50	4.70	5.30	6.68	7.40	8.65	5.73	1.41	0.46	0.94
Nanchital	2.72	3.78	4.25	5.01	6.52	7.28	8.62	5.36	1.77	0.26	1.07
San Francisco	4.11	4.58	4.79	5.62	6.95	7.65	8.71	5.92	1.44	0.32	0.87
San Antonio	4.02	4.51	4.74	5.65	6.89	7.58	8.62	5.91	1.46	0.27	0.88
Uxpanapa	3.05	4.11	4.45	5.29	6.78	7.49	8.80	5.63	1.72	0.26	1.01
Totoapa	3.89	4.48	4.71	5.59	6.82	7.50	8.70	5.86	1.48	0.28	0.93
Santa Alejandrina	4.22	4.79	5.05	6.35	8.58	8.18	9.29	6.44	1.62	0.12	0.59
Capitanía	3.90	4.88	5.25	5.98	7.40	8.00	9.29	6.29	1.60	0.26	1.03
Coachapa	4.20	4.61	4.82	5.65	6.85	7.50	8.79	5.92	1.42	0.32	0.93
Jícaro	3.52	4.15	4.51	5.42	6.82	7.38	8.42	5.65	1.55	0.22	0.87

Tabla 7 Percentiles y parámetros texturales de los sedimentos. Enero de 1997.

ESTACIÓN	φ5	φ 16	φ 25	φ 50	φ 75	φ 84	φ 95	Mz	σ	Ski	kg
Boca	1.00	1.30	1.50	1.85	2.55	2.71	4.05	2.23	0.74	0.54	1.18
Dársena	1.21	1.42	1.50	1.75	2.10	2.41	3.42	2.20	0.45	0.77	0.54
Astillero	0.00	0.00	2.55	3.85	6.05	7.65	10.32	3.70	3.55	-0.08	1.23
Teapa	2.16	2.68	2.92	3.52	6.30	7.82	11.68	5.60	1.71	0.51	0.60
Terranova	2.00	2.49	2.72	4.42	6.00	11.05	25.00	5.92	1.85	-0.03	0.70
Gopalapa	0.22	0.62	0.84	1.32	1.79	2.00	8.00	1.56	1.38	-0.01	2.95
Calzadas	2.80	3.08	4.00	6.11	7.61	8.41	10.00	6.92	1.47	-0.78	0.58
Nanchital	1.30	1.61	1.72	2.35	6.70	7.91	10.49	4.91	2.13	0.62	0.44
San Francisco	1.89	2.48	2.80	3.00	3.60	5.70	7.40	4.87	2.19	0.47	0.85
San Antonio	2.00	2.79	3.08	3.70	5.20	5.90	11.40	4.91	2.04	0.58	1.05
Uxpanapa	1.52	1.81	2.00	2.62	3.25	3.71	16.20	4.90	1.30	0.13	1.16
Totoapa	3.72	4.62	5.21	6.30	6.82	7.11	8.00	6.50	1.34	-0.38	1.41
Santa Alejandrina	2.98	3.62	3.91	4.72	7.61	8.50	10.28	5.62	1.84	0.36	0.54
Capitanía	2.76	3.28	3.75	6.25	7.61	8.20	9.51	6.22	1.87	-0.45	0.55
Coachapa	1.58	1.81	2.00	3.71	5.80	6.70	8.80	5.27	2.08	0.20	0.45
Jícaro	2.81	3.97	4.21	4.57	4.92	7.80	19.00	5.61	1.66	0.53	9.06

Tabla 8. Percentiles y parámetros texturales de los sedimentos. Abril de 1997.

ESTACIÓN	φ5	φ 16	φ 25	φ 50	φ 75	φ 84	φ 95	Mz	σ	Skl	kg
Boca	3.77	3.93	4.79	5.80	7.96	9.36	12.30	6.34	2.64	0.42	1.11
Dársena	1.87	2.99	4.89	6.95	8.98	18.25	12.21	6.73	3.38	-0.04	1.04
Dársena adentro	3.69	4.86	4.99	7.78	11.61	13.72	17.65	8.79	4.30	0.39	0.85
Astillero	2.92	3.93	4.82	5.92	9.45	11.00	14.17	6.95	3.47	0.45	0.99
Teapa	3.79	4.75	4.91	6.96	8.81	9.74	11.80	7.15	2.43	0.15	0.82
Terranova	3.87	4.84	4.96	6.98	9.60	18.82	13.40	7.55	2.94	0.32	0.84
Gopalapa	2.00	2.95	3.83	4.88	6.96	8.16	10.72	5.33	2.62	0.30	1.14
Caizadas	0.23	2.85	2.96	3.88	3.99	5.77	9.81	4.16	2.25	0.24	3.99
Nanchital	3.93	5.99	6.88	8.09	9.70	10.45	12.02	6.18	2.34	0.02	1.18
San Francisco	3.75	3.81	3.85	3.98	5.95	7.69	11.73	5.16	2.18	0.93	1.56
San Antonio	0.95	2.84	2.99	3.92	5.91	7.70	12.52	4.82	2.97	0.52	1.62
Uxpanapa	3.76	4.88	5.78	6.92	8.96	10.05	12.20	7.28	2.57	0.23	1.09
Totoapa	1.76	1.83	1.89	2.86	6.28	8.10	13.45	4.26	3.34	0.74	1.09
Capitanía	2.75	2.84	2.91	4.98	7.94	9.70	13.42	5.84	3.33	0.48	0.87
Coachapa	1.76	1.82	1.88	2.77	2.92	2.97	7.78	2.52	1.20	0.01	2.37
Jicaro	4.77	4.89	4.98	6.95	9.40	10.61	13.11	7.48	2.69	0.38	0.77

Tabla 9. Percentiles y parámetros texturales de los sedimentos. Agosto de 1997.

ESTACIÓN	φ5	φ 16	φ 25	φ 50	φ 75	φ 84	φ 95	Mz	σ	Skl	kg
Boca	1.77	3.82	3.98	5.96	8.89	9.07	9.19	6.82	3.71	0.37	1.10
Dársena	1.78	1.81	1.85	1.96	2.87	2.94	3.91	2.24	0.61	0.77	0.87
Dársena adentro	-1.00	-0.23	-0.11	0.91	1.93	2.85	8.85	1.18	2.26	0.43	1.97
Astillero	2.83	3.82	3.97	6.88	8.96	9.08	9.20	6.94	3.10	0.11	0.82
Teapa	2.99	3.83	3.91	5.76	8.76	9.05	9.19	8.50	3.17	0.43	0.92
Terranova	3.76	3.92	4.82	5.98	8.95	9.08	9.20	7.17	3.92	0.56	1.31
Gopalapa	3.75	3.82	3.88	4.94	7.97	9.02	9.18	5.96	2.52	0.64	0.79
Caizadas	-1.00	2.81	2.97	3.85	3.97	4.91	9.05	3.86	2.16	0.05	4.44
Nanchital	2.99	4.88	5.98	7.94	9.08	9.14	9.22	8.00	3.28	0.07	1.04
San Francisco	3.75	3.82	3.87	4.90	7.93	9.03	9.18	6.09	2.91	0.69	0.98
San Antonio	3.87	5.88	6.80	7.91	9.07	9.13	9.21	8.42	2.95	0.25	1.25
Uxpanapa	-1.00	3.84	4.87	6.86	8.93	9.06	9.19	6.73	3.22	-0.19	1.21
Totoapa	2.94	3.81	3.88	4.96	8.84	9.07	9.19	6.40	3.41	0.65	0.96
Santa Alejandrina	3.80	4.89	4.87	6.99	9.04	9.12	9.21	7.61	3.00	0.33	1.06
Capitanía	3.88	4.92	5.86	7.78	9.03	9.11	9.21	7.60	2.84	0.25	1.05
Coachapa	0.98	1.90	2.77	3.75	7.88	9.02	9.18	5.01	3.65	0.52	0.94
Jicaro	3.87	4.85	5.75	6.89	9.01	9.09	9.20	7.34	2.69	0.28	1.08

Por lo que se refiere a la sigma (o desviación estándar gráfica inclusiva ϕ), en el primer muestreo (Tabla 6), la mayoría de los sedimentos resultaron ser mal clasificados, con valores de 1 a 2 phi. Sólo dos muestras correspondientes a las estaciones Gopalapa y Coachapa, presentaron sedimentos de moderadamente clasificados a muy mal clasificados. En el caso del segundo muestreo (Tabla 7) las estaciones Astillero, Nanchital, San Francisco, San Antonio y Coachapa resultaron estar muy mal clasificados y el resto estuvo mal clasificados.

En el tercer muestreo (Tabla 8), se presentaron la mayoría como muy mal clasificados, mientras que Coachapa cayó dentro de los valores mal clasificados. En el cuarto muestreo (Tabla 9), únicamente la estación Dársena presentó sedimentos moderadamente bien clasificados, mientras que las muestras restantes se encontraron muy mal clasificados.

En cuanto a el grado de asimetría gráfica inclusiva o Ski, se tuvo que las curvas presentes en el primer muestreo (Tabla 6), correspondieron a sedimentos muy asimétricos hacia los tamaños finos, en las estaciones de los ríos Calzadas, San Francisco y Coachapa, mientras que las muestras restantes presentaron valores asimétricos hacia finos.

En el segundo muestreo (Tabla 7) los valores de los sedimentos resultaron muy asimétricos hacia los finos, en las estaciones de Boca, Dársena Afuera, Teapa, Nanchital, San Francisco, San Antonio, y Jícara, mientras que resultaron casi simétricas las curvas de las estaciones Astillero, Gopalapa y Terranova; las curvas asimétricas hacia finos fueron en las estaciones Uxpanapa y Coachapa y asimétricos hacia gruesos en las intersecciones del Calzadas, Totoapa y la estación Capitanía.

Por lo que se refiere al tercer muestreo (Tabla 8), los sedimentos, resultaron muy asimétricos hacia finos en la Boca, Dársena Adentro, Astillero, Terranova, San Francisco, Capitanía y Jícara, mientras que fueron asimétricos hacia finos en Teapa, Gopalapa, Nanchital, Uxpanapa y casi simétricos los de Dársena y Coachapa.

En el cuarto muestreo (Tabla 9), las estaciones de Boca, Astillero, San Antonio, Santa Alejandrina, Capitanía y Jícara, presentaron sedimentos con curvas asimétricas hacia los finos; el Uxpanapa, asimétricos hacia los gruesos, el Calzadas resultó casi simétrico y el resto, asimétricos hacia los finos. Finalmente por lo que se refirió a la curtosis la

mayoría de las muestras (diez) del primer muestreo resultaron ser mesocúrticas, cinco platicúrticas y solamente una fue muy platicúrtica, lo que indicó el dominio de curvas mesocúrticas, mostrando que los sedimentos analizados presentaron en su mayoría, tamaños finos.

En el segundo muestreo (Tabla 7), la mayoría de las curvas en 12 estaciones fueron de muy platicúrticas a extremadamente leptocúrticas, lo que representó valores que se alejaron desde cero hacia los gruesos, las restantes cuatro fueron con tendencia hacia las mesocúrticas o tamaños finos.

En el tercer muestreo (Tabla 8), los valores de las curvas en cinco estaciones resultaron ser platicúrticas, cinco mesocúrticas y el resto de leptocúrticas a extremadamente leptocúrticas, presentaron valores del cero hacia los positivos o tamaños finos.

En el cuarto muestreo (Tabla 9), los valores de la curtosis en Dársena se presentó con una curva platicúrtica. Boca, Astillero, Coachapa, Nanchital, Santa Alejandrina, San Francisco, Totoapa, Capitanía, Teapa, Jícaro presentaron curvas mesocúrticas, mientras que San Antonio, Uxpanapa y Terranova, leptocúrticas y el Calzadas, extremadamente leptocúrtica.

En relación al tipo de transporte de los sedimentos los cuatro muestreos permitieron apreciar un elevado porcentaje del material en suspensión en la mayoría de las estaciones (Fig. 2, 3, 4 y 5). Esto se debió a que tanto el primero (Tabla 10) como el tercer muestreo (Tabla 12) se realizaron en la temporada de lluvias.

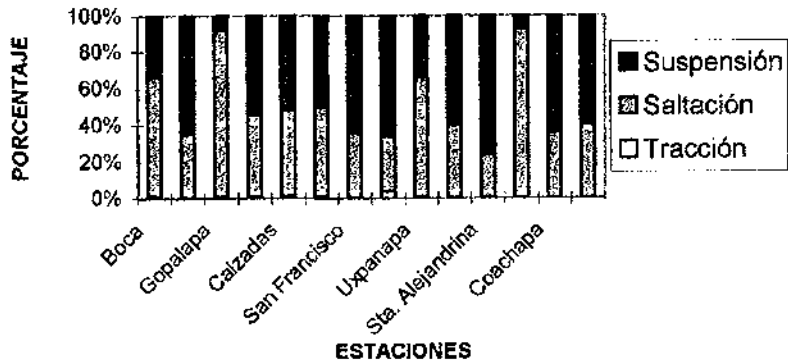


Figura 2. Porcentaje de sedimento en su medio de transporte (suspensión, saltación y tracción). Primer muestreo (septiembre de 1996).

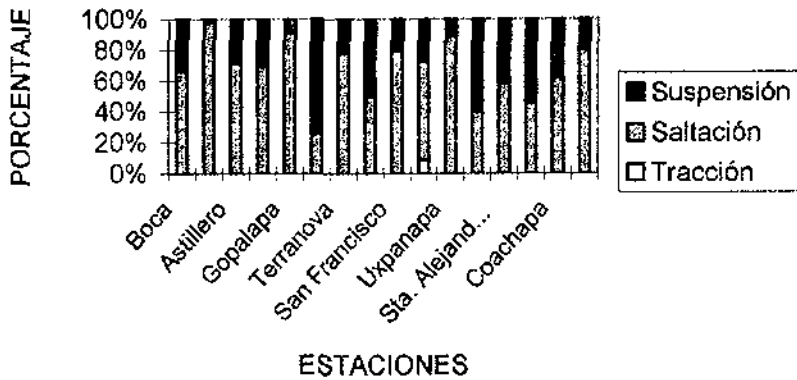


Figura 3. Porcentaje de sedimento en su medio de transporte (suspensión, saltación y tracción). Segundo muestreo (enero de 1997).

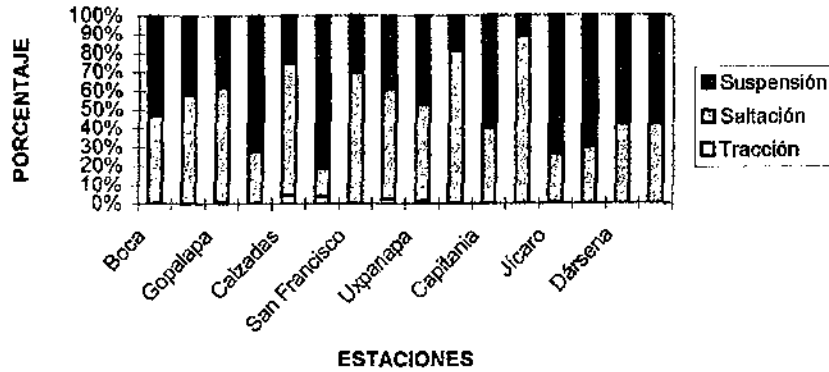


Figura 4. Porcentaje de sedimento en su medio de transporte (suspensión, saltación y tracción). Tercer muestreo (abril de 1997).



Figura 5. Porcentaje de sedimento en su medio de transporte (suspensión, saltación y tracción). Cuarto muestreo (agosto de 1997).

En el caso del segundo muestreo (Tabla 11) el material se conservó principalmente en suspensión. Sin embargo, se encontraron algunas excepciones, como en el caso de la estación Dársena. Otras estaciones que presentaron un alto porcentaje de saltación fueron, los entronques de los ríos Gopalapa y Uxpanapa respectivamente con el Coatzacoalcos, en el segundo muestreo y el Calzadas, Coachapa y Totoapa en el tercero.

Tabla 10 Determinaciones poblacionales (%) en sedimentos de septiembre de 1996.

Estación	Tracción	Saltación	Suspensión	Total %
Boca	1.20	64.80	34.00	100
Astillero	0.28	34.72	65.00	100
Gopalapa	0.80	91.96	7.24	100
Terranova	0.56	45.44	54.00	100
Calzadas	1.30	46.70	52.00	100
Nanchital	1.00	49.00	50.00	100
San Francisco	0.15	35.85	64.00	100
San Antonio	4.00	30.00	66.00	100
Uxpanapa	0.50	65.50	34.00	100
Totoapa	0.20	39.80	60.00	100
Sta. Alejandrina	0.28	23.72	76.00	100
Capitanía	0.14	92.86	7.00	100
Coachapa	0.02	35.98	64.00	100
El Jícaro	0.14	39.86	60.00	100

Tabla 11 Determinaciones poblacionales (%) en sedimentos de enero de 1997.

Estación	Tracción	Saltación	Suspensión	Total %
Boca	0.00	66.00	34.00	100
Dársena	0.00	98.00	2.00	100
Astillero	0.00	72.00	28.00	100
Teapa	0.40	69.60	30.00	100
Gopalapa	0.00	91.00	9.00	100
Calzadas	0.06	25.94	74.00	100
Terranova	0.00	78.00	22.00	100
Nanchital	0.10	49.90	50.00	100
San Francisco	0.28	79.72	20.00	100
San Antonio	5.00	35.00	60.00	100
Uxpanapa	0.04	88.96	11.00	100
Totoapa	0.02	39.98	60.00	100
Sta. Alejandrina	0.20	57.80	42.00	100
Capitanía	0.15	45.85	54.00	100
Coachapa	0.08	61.92	38.00	100
Jícaro	0.15	79.85	20.00	100

Tabla 12 Determinaciones poblacionales (%) en sedimentos de abril de 1996.

Estación	Tracción	Saltación	Suspensión	Total %
Boca	0.30	46.70	53.00	100
Astillero	0.40	57.60	42.00	100
Gopalapa	0.80	61.20	38.00	100
Terranova	0.28	27.72	72.00	100
Calzadas	0.00	73.63	26.37	100
Nanchital	0.39	15.61	84.00	100
San Francisco	0.14	69.86	30.00	100
San Antonio	2.50	58.50	39.00	100
Uxpanapa	1.00	51.00	48.00	100
Totoapa	0.40	80.60	19.00	100
Capitanía	0.00	40.00	60.00	100
Coachapa	0.04	88.96	11.00	100
Jícara	0.50	25.50	74.00	100
Teapa	0.50	29.50	70.00	100
Dársena	0.00	42.00	58.00	100
Dársena ad.	0.00	42.00	58.00	100

Tabla 13 Determinaciones poblacionales (%) en sedimentos del cuarto muestreo

Estación	Tracción	Saltación	Suspensión	Total %
Boca	1.00	67.00	32.00	100
Astillero	0.60	23.10	76.30	100
Gopalapa	0.80	44.70	54.50	100
Terranova	0.40	31.60	68.00	100
Calzadas	3.80	68.45	27.75	100
Nanchital	0.22	13.28	86.50	100
San Francisco	0.15	45.85	54.00	100
San Antonio	0.20	9.30	90.50	100
Uxpanapa	1.00	45.00	55.00	100
Totoapa	0.22	42.78	57.00	100
Sta. Alejandrina	0.32	10.68	89.00	100
Capitanía	0.45	11.55	88.00	100
Coachapa	2.63	45.22	52.15	100
Jícara	0.10	37.50	62.40	100
Teapa	0.40	40.60	59.00	100
Dársena	1.10	94.90	4.00	100
Dársena ad.	0.00	91.00	9.00	100

Otro caso interesante que se observó fue el valor tan alto en el porcentaje de saltación (64.80%), para la estación Capitanía, durante el primer muestreo (Tabla 10).

Por lo que se refiere a la tracción el material resultó ser poco abundante, menor que 5 por ciento y sólo se presentaron gravas en la confluencia de los ríos San Antonio con el Coatzacoalcos.

El cuarto muestreo (Tabla 13) presentó aproximadamente 55% de sedimento en suspensión, 42% en saltación y 3% de tracción. Resaltaron las estaciones Astillero, Nanchital, San Antonio, Santa Alejandrina, Capitanía, Jícaro, Terranova, Teapa con valores muy altos de material en suspensión (90.50 % a 59.00). Los valores para tracción presentaron niveles bajos (cercaos al cinco por ciento), en la intersección del Gopalapa y el Calzadas, lo que indicó presencia de gravas. Por lo que se refiere a la saltación los valores más altos se presentaron en la Boca, en el Calzadas, Dársena y Dársena adentro (94.90% a 67.00%).

5.2. Comportamiento químico en sedimentos

Se analizaron las características texturales de los sedimentos con los valores de materia orgánica, donde se observó que los valores altos de materia orgánica se asociaron con los sedimentos de tamaño de grano fino, con respecto al tamaño medio de grano (Figura 6).

Las concentraciones biodisponibles y totales de los metales traza (Cr y Cu) encontradas por Bahena (1999) en los sedimentos totales superficiales se presentan en la tabla 16.

Tabla 16 Promedios de las concentraciones de los metales Cu y Cr (ppm) de sedimentos totales superficiales (Bahena, 1999). Se incluyen concentraciones totales, no residuales (biodisponibles) y el porcentaje de contribución de los metales totales no residuales al contenido total.

ESTACIONES	Concentraciones promedio de metales traza totales ppm		Concentraciones promedio biodisponibles ppm		Porcentajes de contribución de metales traza no residuales al contenido total %	
	Cu	Cr	Cu	Cr	Cu	Cr
1. BOCA	26.83	59.74	10.80	5.00	40.47	8.40
2. ASTILLERO	26.02	71.47	7.70	4.20	29.77	5.99
3. GOPALAPA	16.55	49.04	6.30	3.70	35.76	7.60
4. DÁRSENA ADENTRO	65.26	25.50	46.40	5.00	71.19	19.75
5. DÁRSENA AFUERA	21.39	50.25	5.00	1.90	23.38	3.95
6. TEAPA	59.35	54.05	36.60	6.60	61.70	12.25
7. TERRANOVA	29.51	69.99	10.50	7.00	35.74	10.07
8. CALZADAS-COATZA.	16.61	51.87	5.10	4.10	30.77	7.91
9. NANCHITAL	44.61	59.07	8.60	4.40	19.31	7.50
10. SAN FRANCISCO	38.54	49.0	6.10	2.60	15.89	5.47
11. SAN ANTONIO	45.05	65.68	9.10	3.90	20.36	5.93
12. TOTOAPA.	46.81	64.33	6.00	4.30	20.39	5.95
13. UXPANAPA DENTRO	15.16	50.30	9.50	3.80	39.94	8.72
14. SANTA ALEJANDRINA	24.97	54.52	8.90	3.40	36.0	6.27
15. CAPITANÍA	13.97	45.79	4.80	2.00	34.40	4.52
16. COACHAPA	6.77	25.15	3.40	2.00	43.56	8.08
17. EL JICARO	23.21	41.31	5.50	1.70	23.69	4.19
Promedio	30.62	52.18	11.90	3.86	32.14	7.79

El área con la biodisponibilidad promedio más alta para cromo y cobre se ubicó en la Dársena Adentro y el segundo lugar es el arroyo Teapa. Por lo que respecta a el contenido de metales se encontró una predominancia de valores altos en los sedimentos más finos (Figura 7 y 8).

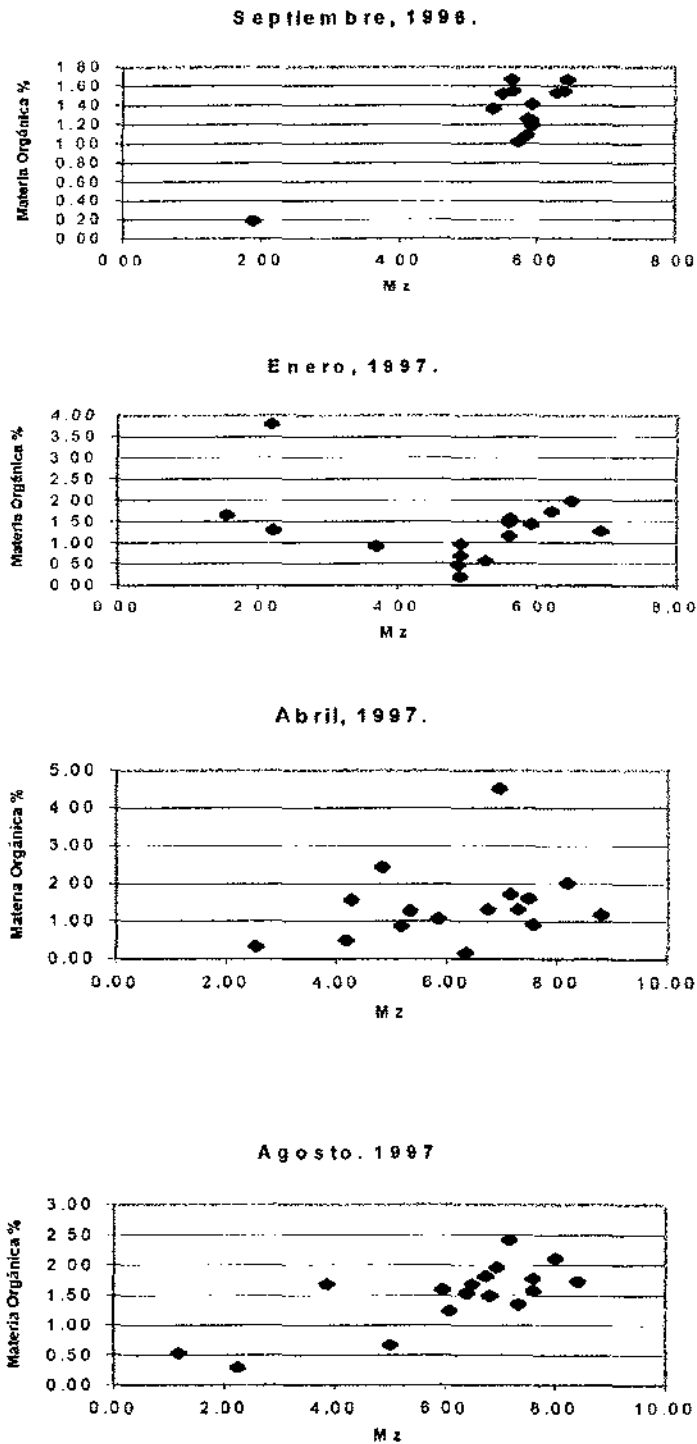


Figura 6. Relación entre el tamaño promedio de grano (Mz) y la concentración de materia orgánica (%), (Bahena, 1999), de sedimentos obtenidos en cuatro muestreos en el Río Coatzacoalcos, Ver.

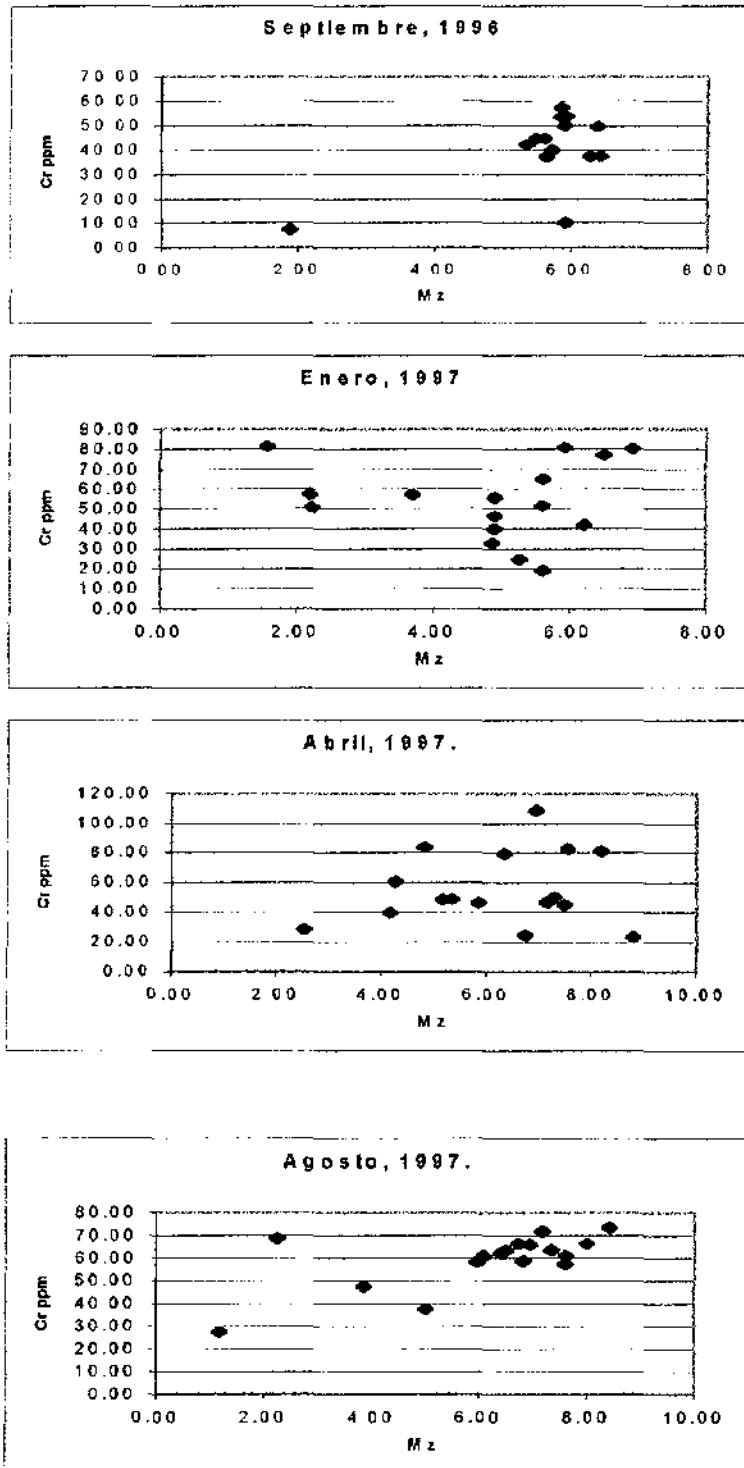


Figura 7. Relación entre el tamaño promedio de grano (Mz) y la concentración de cromo total (ppm) (Bahena, 1999), total de sedimentos obtenidos en cuatro muestreos en el Río Coatzacoalcos, Ver.

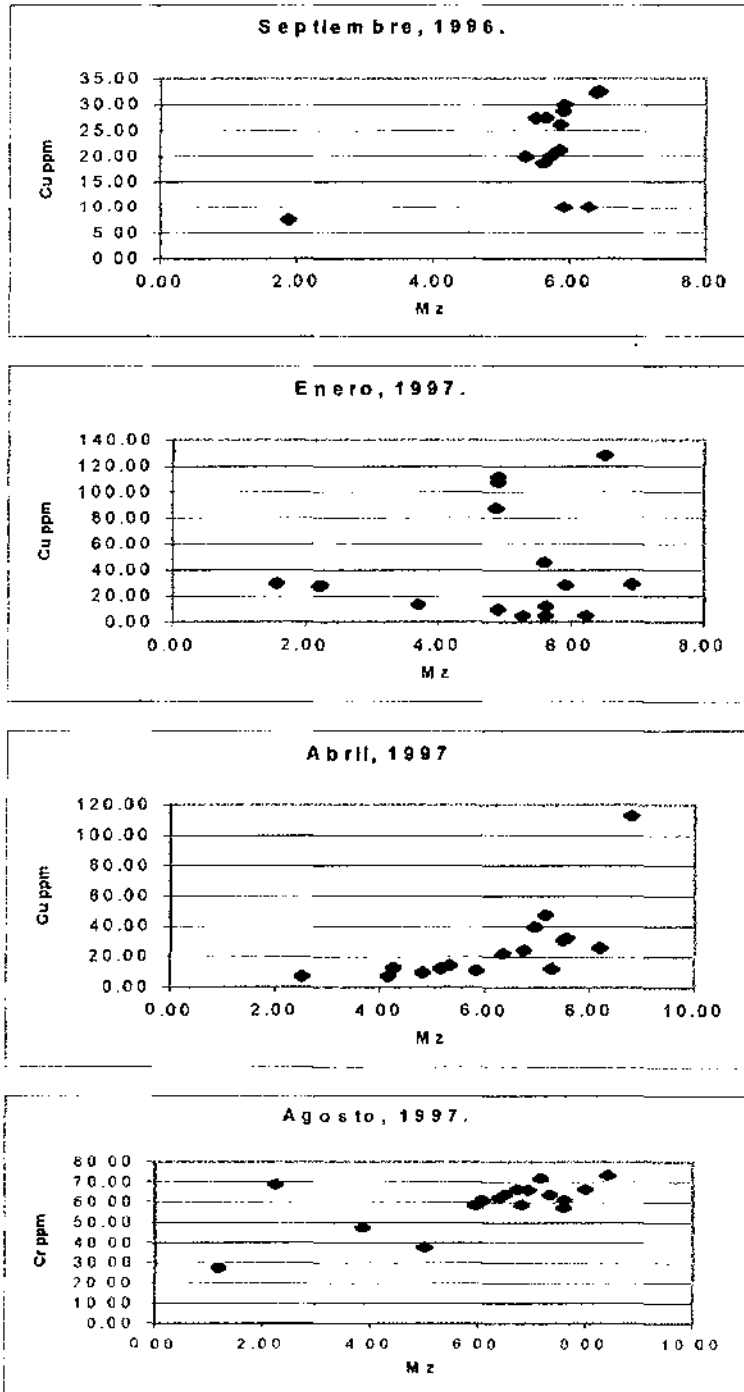


Figura 8. Relación entre el tamaño promedio de grano (Mz) y la concentración de cobre total (ppm) (Bahena, 1999), total de sedimentos obtenidos en cuatro muestreos en el Río Coatzacoalcos, Ver.

5.3 Características fisicoquímicas del agua determinadas *in situ* y contenido de Cu y Cr.

Las características fisicoquímicas de las muestras de agua de fondo (pH, temperatura, oxígeno disuelto, potencial redox, turbidez y salinidad) al igual que las concentraciones totales de Cu y Cr obtenidos ($\mu\text{g/l}$) en los muestreos realizados se señalan en la tabla 14 .

Tabla 14. Parámetros fisicoquímicos determinados *in situ* (Monrreal y Salas, no publicados) y niveles de Cu y Cr (Méndez, 1998) en agua de fondo, durante un ciclo anual, (1996-1997).

Estación	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	Salinidad ‰	Eh nw	Turbidez	Cu, $\mu\text{g/l}$	Cr, $\mu\text{g/l}$
Boca sep 96	8.19	28.3	*	24.8	143	49	*	*
Astillero sep 96	7.49	26.4	*	0.1	234	75	*	*
Gopalapa sep 96	7.59	26.4	*	0.1	238	342	*	*
Terranova sep 96	7.07	28.0	*	0.1	161	27	*	*
Calzadas sep 96	7.54	26.5	*	0.1	225	250	*	*
Nanachital sep 96	7.48	26.7	*	0.1	210	46	*	*
S. Francisco sep 96	7.50	26.8	*	0.1	205	57	*	*
S. Antonio sep 96	7.53	26.7	*	0.1	203	118	*	*
Totoapa sep 96	7.64	26.3	*	0.1	198	136	*	*
Uxpanapa sep 96	7.70	26.1	*	0.1	212	69	*	*
Sta. Alejandrina sep 96	7.41	27.0	*	0.1	220	117	*	*
Capitanía sep 96	7.45	27.0	*	0.1	222	55	*	*
Coachapa sep 96	7.48	27.0	*	0.1	231	69	*	*
El Jícara sep 96	7.46	27.1	*	0.1	225	72	*	*
Boca ene 97	8.51	23.1	*	35.10	202	2.0	6.36	3.55
Astillero ene 97	8.32	21.9	*	2.20	2.15	3.0	7.0	3.24
Gopalapa ene 97	8.46	23.2	*	33.90	211	6.0	2.21	2.97
D. adentro ene 97	9.27	25.1	2.70	3.80	-65	12	9.10	5.15
Teapa ene 97	8.42	22.9	*	27.10	207	1.0	4.66	2.65
Terranova ene 97	7.9	22.7	*	0.8	245	11.0	0.71	4.60
Calzadas ene 97	8.05	21.8	*	2.10	222	5.0	2.01	0.86
Nanachital ene 97	8.53	23.2	*	33.80	219	4.0	4.36	3.65
S. Francisco ene 97	8.01	22.0	*	1.30	252	5.0	0.43	1.12
S. Antonio ene 97	8.0	24.5	*	29.70	177	3.0	2.20	2.81
Totoapa ene 97	7.96	21.7	*	0.10	264	9.0	3.08	0.44
Uxpanapa ene 97	8.08	21.7	*	0.10	264	7.0	3.46	0.91
Sta. Alejandrina ene 97	7.75	22.0	*	0.10	270	9.0	2.67	0.49
Capitanía ene 97	8.17	22.1	*	0.10	275	11.0	2.91	0.41
Coachapa ene 97	7.69	22.5	*	0.10	199	13.0	0.91	0.30
El Jícara ene 97	8.58	22.5	*	0.10	324	8.0	1.11	0.92
Boca abr 97	7.83	25.5	5.99	32.4	167	4.0	3.60	3.04
Astillero abr 97	7.93	25.5	5.81	33.2	182	9.0	1.26	8.98
Gopalapa abr 97	7.9	25.6	5.6	32.8	73.0	11.0	1.94	6.41
D. adentro abr 97	7.9	26.7	5.33	30.8	151	5.0	2.93	3.19
Terranova abr 97	7.41	26.3	4.3	9.6	184	13.0	5.90	1.93

* No determinado

Continuación Tabla 14

Estación	pH	Temp. °C	O ₂ mg/l	Salinidad ‰ VPS	Eh	Turbidez	Cu, µg/l	Cr, µg/l
Nanchital abr 97	7.88	25.6	5.16	32.5	102	13.0	2.66	4.96
S. Francisco abr 97	7.65	26.4	3.3	25.3	169	5.0	0.22	3.95
S. Antonio abr 97	7.63	26.1	2.69	28.2	118	14.0	0.88	5.47
Totoapa abr 97	7.35	25.4	0.41	24.6	-35.0	6.0	*	5.99
Uxpanapa abr 97	7.43	26.3	2.03	20.8	95.0	27.0	*	3.93
Sta. Alejandrina abr 97	7.55	27.3	5.64	4.8	119	4.0	4.99	4.44
Capitanía abr 97	7.23	25.9	0.11	26.3	-27.0	3.0	0.56	5.32
Coachapa abr 97	6.89	26.9	0.20	17.3	385	3.0	4.55	2.25
El Jícara abr 97	7.21	26.1	6.48	0.1	559	9.0	3.78	0.35
Boca ago 97	6.77	28.7	4.56	5.2	245	11.0	3.38	1.0
Astillero ago 97	6.96	28.5	4.8	0.7	137	22.0	0.49	1.30
D. adentro ago 97	7.26	28.8	6.28	1.8	166	12.0	0.13	1.43
Teapa ago 97	6.83	28.6	4.69	0.70	144	17.0	0.93	1.45
Terranova ago 97	6.72	29.2	3.01	0.2	127	44	1.72	2.59
Calzadas ago 97	6.83	28.5	4.06	7.4	139	12.0	1.17	2.05
Nanachital ago 97	6.81	28.6	3.36	0.3	153	18.0	0.93	0.95
S. Francisco ago 97	6.61	28.8	3.46	0.10	133	47.0	0.93	2.45
S. Antonio ago 97	6.51	28.9	4.42	0.10	184	20.0	2.57	1.06
Totoapa ago 97	6.69	28.5	5.0	0.10	173	21.0	4.22	1.23
Uxpanapa ago 97	6.87	28.1	4.97	0.10	168	23.0	21.77	1.11
Sta. Alejandrina ago 97	6.74	28.6	4.33	0.10	158	96.0	9.52	0.95
Capitanía ago 97	6.72	28.5	4.26	0.10	107	62.0	10.33	0.99
Coachapa ago 97	6.4	28.0	3.07	0.10	148	106	1.14	0.07
El Jícara ago 97	6.76	27.4	1.64	0.10	88.0	167	0.78	0.71

* No determinado

Los valores obtenidos de pH fluctuaron entre 6.1 y 10.8 Para el nivel de fondo los valores extremos se encontraron en agosto (promedio 6.76) y enero (promedio 8.18).

La temperatura del agua de fondo presentó variaciones con un mínimo en enero (21.7°C) y máximo en agosto (29.2°C).

En lo que se refiere al oxígeno disuelto en agua de fondo, considerando los meses de abril y agosto, se detectaron variaciones de 0.10 a 6.84 mg/l; con valores de la saturación del agua de 1.4 a 76.0%. El menor valor promedio se encontró en el mes de abril (0.11 mg/l, en la estación Capitanía) y el mayor valor promedio correspondió a abril en la estación El Jícara (6.84 mg/l).

La salinidad varió de 0.1 a 35.1 ‰; el valor mínimo se presentó en agosto con 0.85‰ y el máximo en abril 22.02 ‰. Los valores extremos superiores se asociaron con la cuña salina en la boca del estuario, mientras que los menores con la temporada de lluvias y nortes en la mayoría de las estaciones en la zona de estudio. El potencial redox (Eh) mostró los promedios mínimo en agosto (151 mV) y máximo en enero (234 mV). Su distribución a lo largo del río tendió a ser uniforme, con variaciones puntuales.

En cuanto a las concentraciones de Cu y Cr reportadas por Méndez (1998) el valor menor de Cu se detectó en agosto de 1997 ($0.13 \mu\text{g/l}$) y el mayor para agosto del mismo año ($21.77 \mu\text{g/l}$); las concentraciones mayores en los muestreos de enero para la Boca ($6.36 \mu\text{g/l}$) y el Astillero ($7.0 \mu\text{g/l}$), en abril para la estación Terranova ($5.90 \mu\text{g/l}$) y Sta Alejandrina ($4.99 \mu\text{g/l}$), en agosto en las estaciones Uxpanapa ($21.77 \mu\text{g/l}$) y Capitania ($10.33 \mu\text{g/l}$).

Asimismo, los niveles de cromo disuelto variaron de 0.07 a $8.98 \mu\text{g/l}$; los valores promedio menores se detectaron en la estación Coachapa en agosto ($0.07 \mu\text{g/l}$) y los mayores en la estación Astillero en abril ($8.98 \mu\text{g/l}$). En general, los niveles más elevados se observaron en época de estiaje, desde la zona media (donde se reciben descargas urbanas y municipales de Minatitlán) hasta la estación Astillero en la parte baja del río cercano a Coatzacoalcos.

5.4. Correlación múltiple

La correlación entre porcentaje de arenas, limos y arcillas; parámetros texturales, transporte, elementos en agua de fondo y sedimentos se muestran en las tablas 20, 21, 22 y 23 para septiembre de 1996 y para enero, abril y agosto de 1997 respectivamente.

En el primer muestreo (lluvias) las arenas presentan correlaciones negativas altamente significativas con el Mz debido a que en su mayoría el sedimento resulto ser muy fino. El Cu y Cr total en sedimentos guardan una correlación positiva altamente significativa con respecto al Mz. Asimismo presenta una correlación significativa positiva con la suspensión.

En el caso de los limos las correlaciones altamente significativas se presentan con el Mz. Los limos con el Cr total de sedimentos presentó una correlación altamente significativa. Mientras que la única correlación altamente significativa negativa se da con la saltación.

Las arcillas muestran una alta correlación positiva con el Mz y con el sigma. Con el Cu total y biodisponible en sedimentos la afinidad es alta.

El Mz o tamaño de grano guarda una correlación negativa con la saltación, sin embargo con la suspensión la correlación es altamente positiva. Con el Cu biodisponible y total en sedimentos guarda una alta correlación así como con el Cr biodisponible.

Tabla 20. Correlación múltiple entre los parámetros estudiados en sedimentos superficiales en muestras colectados durante el 1er muestreo (septiembre de 1996) tr= tracción; st = saltación; sp= suspensión

	Primer muestreo			mz	sigma	Tipo de transporte sed.			total sed	total sed	biodis sed	biodis sed	m. orgánica
	Arena	Limo	Arcilla			tr	st	sp					
arena	1.00	-0.96	-0.42	-0.84	-0.18	-0.05	0.82	-0.82	-0.71	-0.84	-0.45	0.15	-0.78
limo		1.00	0.16	0.81	-0.07	0.05	-0.82	0.82	0.66	0.78	0.25	-0.23	0.66
arcilla			1.00	0.69	0.90	0.02	-0.24	0.24	0.76	0.46	0.81	0.23	0.64
Mz				1.00	0.47	0.04	-0.76	0.76	0.84	0.88	0.68	-0.02	0.85
sigma					1.00	0.05	0.10	-0.11	0.60	0.35	0.73	0.38	0.64
tracción						1.00	-0.11	0.05	0.11	0.02	0.37	0.38	-0.05
saltación							1.00	-1.00	-0.72	-0.68	-0.41	0.20	-0.48
suspensión								1.00	0.72	0.68	0.39	-0.22	0.48
Cu tot sed									1.00	0.68	0.77	0.14	0.68
Cr tot sed										1.00	0.66	0.03	0.68
Cu biod sed											1.00	0.59	0.68
Cr biod sed												1.00	0.12
m. orgánica													1.00

Los números en negritas son los valores significativos al 95%

N=14

Tabla 21. Correlación múltiple entre los parámetros estudiados en sedimentos superficiales así, como niveles de Cu y Cr en agua de fondo en muestras colectados durante enero de 1997, tr= tracción; st= saltación; sp= suspensión.

	Segundo muestreo								total sed	total sed	biolós sed	biolós sed	agua fondo	agua fondo	m. orgánica
	Arena %	Limo %	Arcilla %	mz	sigma	tr	st	sp							
arena	1.00	-0.85	-0.62	0.33	-0.34	0.08	0.35	-0.45	0.16	0.12	0.13	-0.15	0.23	0.69	0.40
limo		1.00	0.37	-0.27	0.14	-0.10	-0.21	0.31	-0.15	-0.22	-0.11	0.19	-0.27	-0.63	-0.37
arcilla			1.00	-0.28	0.39	0.63	-0.58	0.66	-0.04	0.18	-0.09	-0.02	-0.24	-0.08	-0.20
mz				1.00	-0.36	-0.08	-0.12	0.17	-0.08	-0.08	0.07	0.01	0.47	0.22	-0.07
sigma					1.00	0.13	-0.20	0.13	0.04	-0.16	-0.40	-0.24	0.13	0.14	-0.55
tracción						1.00	-0.44	-0.15	0.44	0.03	0.01	0.02	-0.13	0.12	-0.23
saltación							1.00	-0.82	-0.41	-0.20	0.15	0.26	-0.03	0.24	0.20
suspensión								1.00	0.16	0.33	-0.14	-0.22	0.10	-0.36	0.08
Cu tot sed									1.00	0.20	0.14	0.03	-0.03	0.17	-0.08
Cr tot sed										1.00	0.32	0.48	0.09	0.34	0.34
Cu biolós sed											1.00	0.84	0.33	0.30	0.42
Cr biolós sed												1.00	0.17	0.41	-0.11
Cu agua fondo													1.00	0.88	0.03
Cr agua fondo														1.00	-0.02
m orgánica															1.00

Los números en negritas son los valores significativos al 95%

N=16

Tabla 22. Correlación múltiple entre los parámetros estudiados en sedimentos superficiales así como niveles de Cu y Cr en agua de fondo en muestras colectados durante abril de 1997, tr= tracción; st= saltación; sp= suspensión.

	Tercer muestreo								total sed	total sed	biolós sed	biolós sed	agua fondo	agua fondo	m orgánica
	Arena %	Limo %	Arcilla %	mz	sigma	tr	st	sp							
arena	1.00	-0.95	-0.93	-0.71	-0.63	0.21	0.67	-0.68	-0.63	-0.28	-0.43	-0.38	-0.24	0.01	-0.26
limo		1.00	0.77	0.97	0.68	-0.34	-0.66	0.66	0.41	0.25	0.31	0.34	0.21	-0.02	0.18
arcilla			1.00	0.80	0.60	-0.08	-0.74	0.74	0.61	0.23	0.42	0.38	0.24	-0.01	0.34
mz				1.00	0.32	-0.21	-0.81	0.81	0.70	0.02	0.84	0.63	0.69	-0.35	0.15
sigma					1.00	-0.27	-0.33	0.33	0.62	0.08	0.60	-0.05	-0.20	0.26	0.34
tracción						1.00	-0.04	0.03	-0.26	0.21	-0.28	0.06	-0.18	0.21	0.05
saltación							1.00	-1.00	-0.40	-0.18	-0.32	-0.44	-0.24	0.28	-0.12
suspensión								1.00	0.40	0.17	0.53	0.44	0.25	-0.28	0.11
Cu tot sed									1.00	-0.18	0.88	0.12	0.16	-0.18	0.15
Cr tot sed										1.00	-0.33	0.65	-0.08	0.48	0.69
Cu biolós sed											1.00	-0.03	0.11	-0.14	0.03
Cr biolós sed												1.00	0.39	0.11	0.30
Cu agua fondo													1.00	-0.88	-0.38
Cr agua fondo														1.00	0.68
m orgánica															1.00

Los números en negritas son los valores significativos al 95%

N=16

Tabla 23. Correlación múltiple entre los parámetros estudiados en sedimentos superficiales así como niveles de Cu y Cr en agua de fondo en muestras colectados durante septiembre de 1997, tr= tracción; st= saltación; sp= suspensión.

	Cuarto muestreo								total sed	total sed	biolós sed	biolós sed	agua fondo	agua fondo	m orgánica
	Arena %	Limo %	Arcilla %	mz	sigma	tr	st	sp							
arena	1.00	-0.96	-0.95	-0.93	-0.87	0.36	0.86	-0.87	-0.35	-0.49	-0.18	0.10	-0.15	0.25	-0.70
limo		1.00	0.87	0.92	0.65	-0.35	-0.80	0.80	0.41	0.67	0.23	-0.15	0.16	-0.14	0.69
arcilla			1.00	0.93	0.82	-0.36	-0.92	0.92	0.29	0.80	0.14	-0.17	0.18	-0.37	0.65
mz				1.00	0.55	-0.20	-0.90	0.88	0.37	0.63	0.18	-0.24	0.25	-0.17	0.77
sigma					1.00	-0.07	-0.66	0.64	0.27	0.09	0.23	0.13	0.08	-0.12	0.80
tracción						1.00	0.32	-0.44	-0.32	-0.18	-0.27	-0.14	0.37	0.11	0.09
saltación							1.00	-0.99	-0.31	-0.48	-0.18	0.18	-0.19	0.21	-0.71
suspensión								1.00	0.34	0.48	0.21	-0.15	0.12	-0.21	0.65
Cu tot sed									1.00	0.32	0.97	0.34	-0.08	0.19	0.32
Cr tot sed										1.00	0.13	-0.28	0.21	0.20	0.66
Cu biolós sed											1.00	0.45	-0.14	0.07	0.22
Cr biolós sed												1.00	-0.31	0.40	0.16
Cu agua fondo													1.00	-0.18	0.21
Cr agua fondo														1.00	0.38
m orgánica															1.00

Los números en negritas son los valores significativos al 95%

N=17

Por lo que respecta a la tracción ésta guarda una alta correlación positiva con el Cu biodisponible en sedimento. Asimismo se correlaciona negativamente con el Cu y Cr total en sedimentos. La suspensión se correlaciona positivamente con el Cu y Cr total en sedimentos. El Cu total se correlaciona altamente con el Cr total y Cu biodisponible en sedimentos. El Cr total y el Cu biodisponible tienen una alta correlación. Así como el Cu biodisponible con el Cr biodisponible.

En el segundo muestreo (nortes), las arenas muestran una alta correlación negativa con la saltación y las arcillas muestran una correlación positiva con la suspensión.

En el tercer muestreo (estiaje), las arenas únicamente presentan una correlación positiva altamente significativa con la saltación. Se observa una correlación negativa de arena con limos, arcillas y Mz, así como una correlación positiva entre arcillas con Mz. El Mz guarda una correlación positiva significativa con la suspensión. Así como con el Cu total y biodisponible en sedimentos, de la misma forma con el Cu en agua de fondo. El sigma presentó una correlación positiva significativa con el Cu total y biodisponible en sedimentos. El Cu total presentó una correlación significativa positiva con el Cu biodisponible en sedimentos.

El Cr total con el Cr biodisponible y de agua de fondo guardan una estrecha relación por lo que su correlación es altamente significativa. Mientras que el Cu biodisponible con el Cr de agua de fondo presentan una correlación negativa altamente significativa.

En el cuarto muestreo (lluvias), las arenas muestran una correlación significativa con la saltación e inversamente significativa con limo, arcillas y Mz, en tanto que los limos se correlacionaron negativamente con la saltación y positivamente con la suspensión, arcillas y Mz.

5.5. Fauna bentónica

A partir de los resultados obtenidos, se realizó un cuadro de ausencia / presencia de los organismos, en las diversas estaciones de los muestreos efectuados. Se elaboró un resumen del hábitat respectivo de las estaciones en donde se presentaron organismos (tabla 17).

Tabla 17. Organismos presentes en los muestreos del Río Coatzacoalcos.

LOCALIDAD	FAMILIA	GÉNERO	No.	HABITAT
Dársena	Corbulidae (moluscos bivalvos)	<i>Corbula sp</i>	4	Forma parte de la infauna en fondos arenosos de márgenes de bahía y áreas protegidas con influencia marina, nutrición suspensiva.
Dársena	Semelidae (moluscos bivalvos)	<i>Abra aequalis</i>	1	Bahías abiertas, centrales de lagunas o próximas a la costa. Viven enterradas en los sedimentos limosos y arenosos como infauna superficial, nutrición suspensiva.
Dársena	Pilargidae (poliqueto)	<i>Parandalia vivianneae</i>	37	Infauna, aguas poco profundas, sedimentos asociados con raíces de pastos marinos, mangle rojo.
Astillero	Mytilidae (moluscos bivalvos)	<i>Modiolus americanus</i>	7	A profundidades de hasta 7 metros, y en lagunas costeras en áreas de fuerte influencia marina, viven fijados mediante el biso, nutrición suspensiva.
Astillero	Neritidae (moluscos gasteropodos)	<i>Neritina reclivata</i>	88	Forma común en aguas salobres a dulces, frecuente sobre la vegetación sumergida, nutrición micrófaga.
Astillero	Neritidae (moluscos gasteropodos)	<i>Neritina virginea</i>	20	Invade lagunas costeras, muy frecuente, sobre vegetación sumergida.
Astillero	Ostreidae (moluscos bivalvos)	<i>Crassostrea virginica</i>	15	Típicos de lagunas costeras y esteros, son organismos filtradores y toman parte de la fauna cementante.
Astillero	Pilargidae (Poliqueto)	<i>Nereis sp</i>	3	Infauna
Astillero	Corbiculidae	<i>Polymesoda caroliniana</i>	7	Forma parte de la infauna en fondos arenosos de márgenes de bahía y áreas protegidas con influencia marina.
Astillero	Ostreidae (moluscos bivalvos)	<i>Rangia flexuosa</i>	14	Las especies de este género viven en fondos arenosos o fangosos, formando parte de la infauna, invade lagunas costeras, nutrición suspensiva.
Astillero	Corbulidae (moluscos bivalvos)	<i>Corbula sp</i>	1	Las especies de este género viven en fondos arenosos o fangosos, formando parte de la infauna, invade lagunas costera, nutrición suspensiva.
Teapa	Corbulidae (moluscos bivalvos)	<i>Corbula sp</i>	2	Forma parte de la infauna en fondos arenosos de márgenes de bahía y áreas protegidas con influencia marina, nutrición suspensiva.
Teapa	Cuspidariidae (moluscos bivalvos)	<i>Cuspidaria sp</i>	3	Forma parte de la infauna en fondos arenosos de márgenes de bahía y áreas protegidas con influencia marina, nutrición suspensiva.
Teapa	Neritidae (moluscos gasteropodos)	<i>Neritina reclivata</i>	1	Forma común en aguas salobres a dulces, frecuente sobre la vegetación sumergida, nutrición micrófaga.

Continuación tabla 17. Organismos presentes en los muestreos del Río Coatzacoalcos, continuación.

LOCALIDAD	FAMILIA	GÉNERO	No.	HABITAT
Teapa	Pilargidae (Poliqueto)	<i>Nereis sp</i>	1	Infauna
Teapa	Semelidae (moluscos bivalvos)	<i>Abra aequalis</i>	1	Bahías abiertas, centrales de lagunas o próximas a la costa. Viven enterradas en los sedimentos limosos y arenosos como infauna superficial, nutrición suspensívora.
Terranova	Parapseudidae (crustáceos-tanaidáceos)	<i>Discapseudes holthuisi</i>	7	Principalmente marinos, a lo largo de las costas y en profundidades de hasta 8 200 m.
Terranova	Pilargidae (Poliqueto)	<i>Nereis sp</i>	1	Infauna
Terranova		Resto de crustáceo	1	
Gopalapa	Corbulidae (moluscos bivalvos)	<i>Corbula sp</i>	3	Forma parte de la infauna en fondos arenosos de márgenes de bahía y áreas protegidas con influencia marina, nutrición suspensívora.
Gopalapa	Apseudidae		1	Principalmente marinos, a lo largo de las costas y en profundidades de hasta 8 200 m.
Calzadas	Neritidae (moluscos gasteropodos)	<i>Neritina reclinata</i>	52	Forma común en aguas salobres a dulces, frecuente sobre la vegetación sumergida, nutrición micrófaga.
Calzadas	Ostreidae (moluscos bivalvos)	<i>Crassostrea virginica</i>	2	Típicos de lagunas costeras y esteros, son organismos filtradores y toman parte de la fauna cementante.
Calzadas	Apseudidae		2	Principalmente marinos, a lo largo de las costas y en profundidades de hasta 8 200 m.
Nanchital	Neritidae (moluscos gasteropodos)	<i>Neritina reclinata</i>	1	Forma común en aguas salobres a dulces, frecuente sobre la vegetación sumergida, nutrición micrófaga.
Nanchital	Apseudidae		4	Principalmente marinos, a lo largo de las costas y en profundidades de hasta 8 200 m.
Nanchital	Pilargidae (poliqueto)	<i>Parandalia vivianneae</i>	5	Infauna, aguas poco profundas, sedimentos asociados con raíces de pastos marinos, mangle rojo.
San Francisco	Parapseudidae (crustáceos-tanaidáceos)	<i>Discapseudes holthuisi</i>	4	Principalmente marinos, a lo largo de las costas y en profundidades de hasta 8 200 m.
San Francisco	Pilargidae (poliqueto)	<i>Parandalia vivianae</i>	8	Infauna, aguas poco profundas, sedimentos asociados con raíces de pastos marinos, mangle rojo.
San Antonio	Apseudidae		1	Principalmente marinos, a lo largo de las costas y en profundidades de hasta 8 200 m.
San Antonio	Neritidae (moluscos gasteropodos)	<i>Neritina reclinata</i>	14	Forma común en aguas salobres a dulces, frecuente sobre la vegetación sumergida, nutrición micrófaga

De los organismos colectados, debido al tamaño de muestra y al peso de los mismos, solo fue posible evaluar la concentración de metales pesados en *Rangia cuneata*, en *R. flexuosa* y en *Polymesoda carolineana* de los que se colectaron 14 organismos en total (Tabla 18). Los organismos analizados fueron colectados en el muestreo de Enero de 1997, en la estación Astillero. Cabe aclarar que en el resto de los muestreos no hubo

suficientes organismos para ser analizados; por ello en los valores reportados no se presentan intervalos, medias y/o desviaciones estándar ya que son muestras únicas donde sólo se obtuvo un gramo de materia seca necesario para procesarlos debidamente.

Tabla 18. Concentración de metales pesados (ppm o mg/kg), en los organismos colectados en el segundo muestreo en la estación Astillero (Enero 1997).

Organismos	Mn	Cr	Cd	Pb	Co	Cu	Ni
<i>Rangia cuneata</i> y <i>R. flexuosa</i>	300.28	10.92	ND	16.38	10.92	10.92	10.92
<i>Polimesoda</i> <i>carolineana</i>	93.93	9.89	ND	4.94	9.89	9.89	4.94

Análisis AA. ND=No detectado

Para efectos de comparación entre el contenido de metales en sedimentos y organismos se incluye la tabla 19 con la finalidad de mostrar los resultados obtenidos de las concentraciones (totales) en sedimentos y agua de las estaciones Astillero y Jicaro; la primera estación se enlista por ser el lugar donde se obtuvo suficiente material biológico para procesarlo químicamente y la segunda por considerarse una zona no afectada.

Tabla 19. Concentración total de metales en sedimentos (ppm) (Bahena, 1999) y en organismos (ppm) colectados en la estación Astillero en el segundo muestreo (Enero 1997).

	Agua de fondo Astillero µg/l	Agua de fondo Jicaro µg/l	Sed. total Astillero mg/Kg	Sed total Jicaro mg/Kg	<i>Polimesoda</i> <i>carolineana</i> mg/Kg	<i>Rangia cuneata</i> y <i>R. flexuosa</i> mg/Kg
Mn	NM	NM	500	200	93.93	300.28
Cr	3.24	0.92	57.30	19.18	9.89	10.92
Cd	NM	NM	4.67	2.30	ND	ND
Pb	NM	NM	49.83	52.98	4.94	16.38
Co	NM	NM	17.44	18.43	9.89	10.92
Cu	7	1.11	13.7	4.70	9.89	10.92
Ni	NM	NM	24.90	16.45	4.95	10.92

ND= no detectado NM = no muestreado

Se puede observar que la concentración de metales en organismos es mayor que en el agua, mientras que el sedimento presenta mayores concentraciones en relación al agua y a los organismos (tabla 20). Se obtuvieron los factores de bioconcentración, tomando

en cuenta la relación de la concentración del organismo entre la concentración (tabla 21) del agua propuesto por Petrocelli (1985). Comparativamente entre los organismos, se obtuvo que *Rangia* sp. tiende a bioconcentrar 1.1 veces más cromo y cobre que *Polimesoda* sp. (tabla 20). Así se observó que ambos organismos tienden a bioconcentrar 2.2 veces más cromo que cobre (tabla 21).

La tabla 20. Cr y Cu totales y biodisponibles en sedimentos; Cr y Cu totales en agua y en organismos del segundo muestreo (enero de 1997).

	Total mg/l	Biodisponible mg/l	Agua µg/l	Polimesoda mg/l	Rangia mg/l
Cu	13.7	5.99	7.0	9.89	10.92
Cr	57.3	3.32	3.24	9.89	10.92

Tabla 21 Factores de bioconcentración de metales en *Polimesoda* sp. y *Rangia* sp. en relación a los niveles de los metales presentes en agua.

Concentración Organismo / Concentración Agua		
	<i>Polimesoda</i>	<i>Rangia</i>
Cu	1410	1560
Cr	3050	3370

A su vez se obtuvieron los factores de bioconcentración relacionando la concentración del organismo y la del sedimento. Al comparar las especies, *Rangia* tiende a bioconcentrar 1.1 veces más Cu y Cr que *Polimesoda* (tabla 22).

Tabla 22 Factores de bioconcentración de metales en *Polimesoda* sp. y *Rangia* sp. en relación a los niveles de los metales presentes en sedimentos.

Concentración Organismo / Concentración Sedimento		
	<i>Polimesoda</i>	<i>Rangia</i>
Cu	0.72	0.80
Cr	0.175	0.19

En las siguientes figuras se aprecia claramente, como *Rangia* presenta una mayor concentración de metales con respecto a *Polimesoda* (Figura 9 y 10).

Asimismo se observa la concentración de metales totales en *Polimesoda* donde se aprecian los valores más altos para manganeso, siguiendo en orden decreciente, cromo, cobalto, cobre (valores iguales), plomo y níquel (valores iguales).

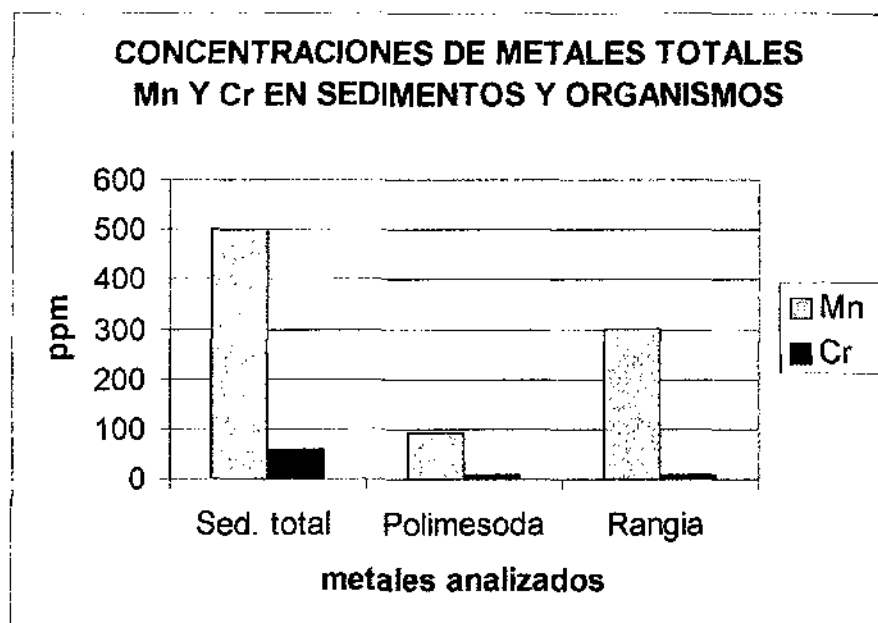


Figura 9. Concentraciones de metales totales ppm en sedimentos y organismos ppm durante el segundo muestreo, (enero de 1997), estación Astillero.

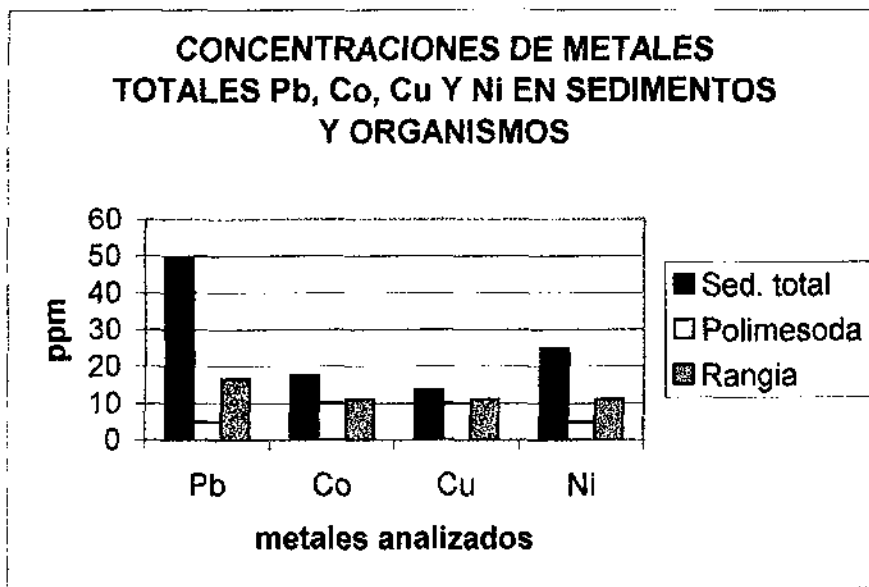


Figura 10. Concentraciones de metales totales ppm en sedimentos y organismos ppm durante el segundo muestreo, (enero de 1997), estación Astillero.

Rangia presenta una mayor concentración de manganeso, siguiendo en orden decreciente plomo y cromo, cobalto, cobre, níquel (valores iguales), mientras que la concentración de metales totales en sedimentos, muestra una alta concentración de manganeso, siguiendo en orden decreciente manganeso, cromo, plomo, níquel, cobalto y cobre (Figura 9 y 10).

6. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

6.1 Granulometría y medios de transporte de los sedimentos.

De acuerdo a los resultados obtenidos por análisis de coloración (Tabla 5), la materia orgánica asociada a los sedimentos es elevada (Krumbein, 1934), lo cual contrasta con los valores obtenidos para la zona de estudio por Bahena a lo largo de un ciclo anual (1999), con valores promedio para el primer muestreo de 1.22%, para el segundo de 1.33%, para el tercero de 1.43 % y para el cuarto de 1.50%, los cuales reflejan una composición baja de materia orgánica. Resultados similares a los encontrados en este trabajo, son reportados por Rosales y Carranza (1998) en estudios realizados en la parte baja del Río Coatzacoalcos durante abril de 1994, así como los encontrados por Rosales et al. (1986) en el Río Blanco que variaron de 0.05% y 5%. Asimismo para el Río Papaloapan, Alvarez et al., (1986), reportaron valores de 0.5% y 7%. De tal manera la información obtenida mediante el análisis de color de los sedimentos no refleja los niveles de concentración de materia orgánica.

La composición baja de materia orgánica en los sedimentos puede reflejar un sustrato pobre, lo cual a su vez, puede repercutir en una menor diversidad y abundancia de organismos bentónicos (Contreras, 1993). Según este autor, el principal factor que condiciona la productividad en las zonas costeras, es la presencia constante y significativa de ciertos nutrimentos (amonio, nitritos, nitratos, urea, fosfatos, etc.), a partir de los cuales se genera la producción básica (componente vegetal). La falta de estos se considera como una limitante para el proceso primario y a su vez, el sustento necesario para una mayor cantidad de organismos.

En los sedimentos analizados del Río Coatzacoalcos, el contenido de materia orgánica no presentó un patrón claro en relación al tamaño de partícula de sedimentos, con excepción del cuarto muestreo (Agosto 1999), donde el mayor contenido de materia orgánica se asoció con sedimentos finos. Posiblemente debido a que predominan los efectos naturales sobre los antrópicos por ser la temporada de lluvias. Esto es apoyado por los bajos valores de metales en sedimentos y agua. Por lo que en la temporada de lluvias también se ve reflejada en la composición química del agua, siendo en general

concentraciones de metales mas bajas durante esta época, que en otros periodos, salvo algunas excepciones en sitios puntuales, como son, las estaciones de agosto para Cu, en Uxpanapa con $21.77 \mu\text{g/L}$, Sta, Alejandrina $9.52 \mu\text{g/L}$ y Capitania con $10.33 \mu\text{g/L}$.

Los resultados de granulometría (tablas 6, 7, 8 y 9) realizados en el presente estudio muestran en todos los muestreos sedimentos muy mal clasificados, mientras que en la estación de Coachapa, los valores son mal clasificados, lo que implica que el material está muy mezclado; esto puede deberse a que el muestreo se realizó durante la temporada de avenidas y de nortes en la región. En el cuarto muestreo (Tabla 9), la estación Dársena presenta sedimentos moderadamente bien clasificados , mientras que el resto se encuentran muy mal clasificados. Esto indica que en todos los muestreos hay una gran diversidad de tamaño de partículas que se encuentran muy mezcladas en los sedimentos del fondo (Folk, 1974; Ortiz y Carranza, 1997; Carranza 1998), lo que refleja una gran variabilidad en los medios de transporte de los sedimentos, como los muestran las determinaciones poblacionales (tablas 10, 11, 12 y 13) realizadas en este trabajo.

En cuanto al grado de asimetría gráfica inclusiva o SKI, se obtuvo que las curvas presentes en el primer muestreo (Tabla 6), corresponden a sedimentos muy asimétricos hacia los tamaños finos, en las estaciones de los ríos Calzadas, San Francisco y Coachapa, mientras que el resto presentan valores asimétricos hacia finos. (Ortiz y Carranza, 1997; Carranza 1998). Esto se puede explicar porque en el entronque de los ríos y arroyos, se genera una mayor energía hidrodinámica, que hace que los sedimentos mas finos entren en suspensión.

El primero y el cuarto muestreo permiten apreciar un elevado porcentaje del material en suspensión en la mayoría de las estaciones. Esto se debe a que se realizaron en la temporada de lluvias, por lo que el caudal del río en esta temporada se ve incrementado. Lo cual va aunado a un incremento en la energía de la corriente lo que favorece la suspensión del sedimento transportado por la vía fluvial, pero además estas condiciones pueden propiciar resuspensión de los sedimentos que descansan sobre el cauce del río y los arroyos que lo alimentan. Por otro lado, las estaciones muestreadas se encuentran en la parte baja del río, así el sedimento acarreado puede provenir de

zonas lejanas; de ahí que su tamaño promedio sea muy fino, prácticamente, la mayor proporción encontrada caen en el intervalo de los lodos. (Visher, 1969; Ortiz y Carranza, 1997; Carranza 1998). Resultados similares han sido observados por Rosales *et al.* (1986), en el Río Papaloapan, al predominar los sedimentos que caen dentro del rango de lodos. Asimismo, Álvarez *et al.* (1986), encuentran en el Río Blanco materiales muy finos hacia la desembocadura, correspondiendo estos a limos y arcillas.

En el caso del segundo muestreo (Tabla 11), la influencia de los nortes ayuda a un mayor movimiento en el agua por la influencia de los vientos, por lo que al estar mezclando constantemente las aguas, el material se conserva principalmente en saltación (Visher, 1969; Ortiz y Carranza, 1997; Carranza 1998).

El tercer muestreo presenta el mismo porcentaje de saltación y suspensión, lo cual pudiera deberse a que este muestreo se realizó durante la temporada de estiaje, por lo que la influencia de los nortes y ciclones no se ven reflejados en el río (Visher, 1969; Ortiz y Carranza, 1997; Carranza 1998). En contraste en arroyos de poca longitud, en distancias menores que 10 km de la línea de costa, como sucede hacia las regiones próximas al eje neovolcánico y que vierten sus aguas hacia el Golfo de México los sedimentos son mas gruesos (Kasper, 1999) que en el área de estudio. Esto implica que las poblaciones en tracción y suspensión son más importantes, comparadas con las poblaciones analizadas en los sedimentos del Río Coatzacoalcos, donde predominan las poblaciones en saltación y en suspensión, mientras que la población en tracción es menor que 5%, misma que se observo con las gravas en la unión de los Ríos San Antonio y Coatzacoalcos.

6.2. Química de metales pesados en sedimentos.

Es conocida la capacidad de los sedimentos de actuar como receptores de metales, donde el área superficial de cada partícula desempeña un papel importante en la sorción de los metales; partículas finas, con mayor área superficial incrementan la capacidad de los sedimentos de adsorber metales (Yasuo, 1992). Por lo que respecta al presente estudio las características texturales observadas, demuestran que los

sedimentos del Río Coatzacoalcos tienen capacidad potencial para atrapar contaminantes, debido a que el tamaño de grano, resulto ser predominantemente lodos.

Se observa una correlación altamente significativa en los sedimentos obtenidos en el Río Coatzacoalcos entre el Mz o tamaño de grano (fino) y el Cu y Cr biodisponibles y el Cu total.

Se encontró que los valores de concentración promedio de metales presentes en los sedimentos, son de 52.18 $\mu\text{g/g}$ para cromo y de 30.62 $\mu\text{g/g}$ para cobre, (tabla 16), los cuales son más elevados, en relación a los que se encontraron en las muestras previas de este estudio reportadas por Rosales y Carranza (1998), para la estación Jaltepec, considerada como una estación prístina, tomadas durante el mes de abril (estiaje) con valores para Cu de 4.66 $\mu\text{g/g}$ en sedimentos arenosos y de 25.46 $\mu\text{g/g}$ en sedimentos finos; y para Cr de 25.7 $\mu\text{g/g}$ en sedimentos arenosos; y de 39.35 $\mu\text{g/g}$ en sedimentos finos. Así se puede evaluar la posible contaminación de metales en sedimentos, ya que al no existir normas que reglamenten la contaminación en sedimentos es necesario comparar con los niveles prístinos de concentración de metales en el sedimento. Los resultados indican que el enriquecimiento por metales pesados en algunos puntos del río, parecen estar correlacionados directamente con la localización de zonas urbanas e industriales que vierten directa o indirectamente sus aguas residuales al río.

La Estación Dársena adentro recibe las aguas residuales de varios complejos industriales, además de ser una zona de carga-descarga para buques de gran calado y muestra valores por encima del promedio para cobre (65.26 ppm). El Arroyo Teapa, es el receptor de las aguas de desecho del corredor industrial y muestra asimismo valores arriba del promedio para cobre (59.35 ppm). La zona de Nanchital es el centro urbano donde se localiza el sector operativo de exploración y producción de PEMEX y reveló valores arriba del promedio de cobre (44.61 ppm). En la zona del Astillero (centro de reparación de buques) se encontraron valores arriba del promedio para cromo (71.5 ppm). En la zona cercana a la desembocadura se encontró valores arriba del promedio para cromo (57.74 ppm), posiblemente acarreados por las corrientes. Resultados similares son reportados por Botello (1996) de 19.0 a 120 ppm para cromo y de 4.9 a 44.0 ppm para cobre, en el Río Coatzacoalcos.

Con el objetivo de evaluar el grado de contaminación en sedimentos por Cu y Cr (metales traza), se considero el porcentaje de contribución de los metales traza estudiados no residuales con respecto al contenido total de metales, siendo esta la fase biodisponible, la cual tiene un fuerte impacto en algunos organismos bentónicos, (Bryan y Langston, 1992). Así, el área con la biodisponibilidad promedio más alta para cromo (5 ppm) y cobre (46.4 ppm) es la Dársena adentro, el segundo lugar se presenta en la estación Teapa cromo (6.6 ppm) y cobre (36.6 ppm) debido a que estas dos áreas están altamente influenciadas por descargas de afluentes industriales y municipales. Estos resultados son reportados por Bahena (1999), donde además, menciona el orden decreciente de metales potencialmente biodisponibles con respecto a su concentración promedio en sedimentos superficiales del mencionado río, siendo este Zn>V>Cu>Pb>Co>Cr>Ni>Cd.

6.3. Química de metales pesados en agua y parámetros fisicoquímicos.

Para evaluar características fisicoquímicas del agua de fondo, se consideraron las guías de Canadá y México para tener referencia a la calidad del agua (tabla 15).

Tabla 15 Límites para protección de la vida acuática

Parámetro	Unidades	México	Canadá
Temperatura	°C	2.5 ¹	
PH			6.5 – 9
Oxígeno disuelto	mg/L	5	5 – 9.5
Cobre	mg/L	0.003	0.002 – 0.004 ²
Cromo	mg/L	0.05	0.02 – 0.002

1 Mayor que las condiciones naturales

2 Dependiendo de la dureza

México: Criterios Ecológicos de Calidad del Agua D.O.F. (1989), mg/l: miligramos por litro = ppm. Canadá: Valor guía. (Modificado de Chapman y Kimstach, 1992).

La forma química de los metales, en un sistema acuático esta en función del pH. El valor obtenido de pH para la estación Dársena adentro en enero (9.27), quedo fuera del intervalo establecido como guía para protección de la vida acuática 6.5-9 en Canadá, mientras que el resto de los valores en todas las estaciones caen dentro del intervalo antes mencionado (tabla15).

En el estudio del sistema la temperatura del agua fluctuó de 21.7 en enero a 29.2 en agosto, en lo que respecta a la distribución general de la temperatura tiene una variación de aproximadamente 7 °C por lo que la dinámica de las condiciones climáticas estacionales desempeñan un papel importante (tabla 14). Al comparar estos resultados con los reportados por Guerra (1995) en muestras del mismo río se tienen valores entre 21.3 °C en febrero a 31.3 °C en agosto mientras que González (1994) reportó valores promedio de 34°C en el área de influencia de la descarga no.2 de la Refinería Lázaro Cárdenas.

La solubilidad del oxígeno disminuye cuando se incrementan la salinidad y la temperatura. La concentración de oxígeno disuelto en aguas no contaminadas es <10 mg/l. Por otra parte las variaciones en el contenido de oxígeno disuelto, se dan estacionalmente y sobre períodos de 24 horas, en relación con la temperatura y la actividad biológica.

Las descargas residuales ricas en materia orgánica y nutrientes pueden provocar una disminución del oxígeno disuelto, como resultado de la actividad microbiana (respiración), originado por la degradación de la materia orgánica (Chapman y Kimstach, 1992). Este parámetro se asocia con la temperatura debido a que se disuelve menos oxígeno a mayor temperatura. Este comportamiento se observa en agosto en el que se encuentran las temperaturas más elevadas y los menores valores de oxígeno disuelto. Por el contrario en enero se registran las temperaturas más bajas asociadas a los valores más altos de oxígeno disuelto.

El parámetro que relaciona ambos factores (temperatura y oxígeno) es el porcentaje de saturación de oxígeno, con el cual es posible cuantificar que tan alto o bajo es la disponibilidad de oxígeno. De acuerdo con Dojlido y Best (1993), una gran deficiencia de oxígeno es peligrosa para animales acuáticos y peces; ya que por debajo del 30%, presentan desordenes en su crecimiento, debido a que tienen mecanismos de adecuación para la provisión del gas.

El efecto de ciertos contaminantes es mayor cuando la concentración de oxígeno disminuye. Los animales son capaces de tolerar una reducción en el oxígeno ambiental producido por las altas temperaturas, pero si se suma el estrés producido por un tóxico, puede ser letal. En ambientes hipóxicos, el organismo puede compensar la carencia de

oxígeno, aumentando el volumen de ventilación branquial, así se incrementa la posibilidad de captación de oxígeno, pero también se incrementa la captación de sustancias tóxicas (Cairns y Garton, 1982).

La dinámica química del oxígeno a lo largo del ciclo de muestreo presentó condiciones contrastantes. En lo que se refiere al oxígeno disuelto, durante los meses de abril y agosto, se encontró el intervalo de 0 a 6.84 mg/L. Los sitios de muestreo con los valores más bajos en el fondo fueron las estaciones Capitanía y Coachapa, durante el mes de abril con 0.11 y 0.20 mg/L (1.4 y 2.5% de saturación) respectivamente.

En abril se encontró un promedio de 3.82 mg/l mientras que el muestreo de agosto, realizado durante la época de lluvias presentó un promedio de 4.06 mg/L por lo que observó una disminución de oxígeno en el fondo hasta niveles <2% de saturación en el mes de abril, causadas probablemente por la degradación de la materia orgánica y la falta de mezcla en la columna de agua. Esto se apoya en la demanda química de oxígeno reportada por Méndez (1998), quien encontró valores de 3.63 a 7491 mg de O_2/l , lo que indica una fuerte influencia antropogénica en estas áreas afectadas por descargas industriales. El IMTA (1996) en su estudio de clasificación del Río Coatzacoalcos realizado en el mes de marzo, determinó la variación promedio de oxígeno disuelto entre 4.6 a 9.4 mg/L que son similares a los obtenidos en este trabajo.

Por lo que se refiere a la salinidad la variación presentada para el nivel de fondo fue de 0.85‰ a 35.10 ‰. Los valores extremos superiores se asocian con la cuña salina en la boca del estuario, mientras que los inferiores se presentan durante la temporada de lluvias en toda la zona de estudio. En la época de estiaje (abril), la cuña salina penetró hasta la estación Coachapa, y en lluvias la influencia salina fue mínima, incluso en la estación de la boca. En enero y abril se observaron fuertes variaciones debido a los muestreos realizados en las estaciones de los afluentes al Río Coatzacoalcos. González-Macias et al. (1994) describen una variación en la salinidad del fondo de 27-36 ‰, en el río Coatzacoalcos y áreas cercanas a la Dársena adentro.

El potencial redox (Eh), caracteriza el estado de óxido-reducción de los cuerpos de agua, a través de elementos con diferentes estados de oxidación y la concentración de oxígeno. El oxígeno, hierro, sulfuros y algunos compuestos orgánicos son de gran importancia en la determinación del Eh. Los valores de Eh se incrementan hasta 700

mV cuando aumenta el oxígeno disuelto. La presencia de ácido sulfhídrico se encuentra asociada con una marcada disminución del Eh (< -100 mV) y es evidencia de condiciones reductoras. En aguas naturales el Eh puede variar de 700mV a -500 mV. Las aguas superficiales y subterráneas contienen valores de Eh entre 500 a 100mV (Chapman y Kimstach, 1992). La distribución de Eh a lo largo del río es bastante uniforme, salvo en lugares puntuales que sugieren se encuentran en zonas con descargas urbanas e industriales. Hacia la parte alta del río, los valores de Eh determinados indican un ambiente oxidante, con suficiente contenido de oxígeno disuelto, disminuyendo ligeramente en agosto. El potencial redox (Eh) mostró para el nivel de fondo los promedios mínimo para agosto (151 mV) y máximo para enero (234 mV).

Por lo que respecta a las elevadas concentraciones de cobre disuelto 6.36 $\mu\text{g/L}$, 7.0 $\mu\text{g/L}$, 21.77 $\mu\text{g/L}$, 9.52 $\mu\text{g/L}$ y 10.33 $\mu\text{g/L}$ se localizan en vecindad con fuentes puntuales. En el nivel de fondo el cobre disuelto presentó el menor promedio en abril (2.77 $\mu\text{g/L}$) y el mayor en agosto (4 $\mu\text{g/L}$). Las mayores concentraciones se encontraron hacia la parte alta del río, mientras que en la parte baja del río todos los valores son menores a los establecidos por el límite máximo para aguas costeras (5.0 $\mu\text{g/L}$) permitidos por SEDUE (1986). El límite máximo permisible para la protección de la vida acuática es de 4 $\mu\text{g/L}$ de Cu para Canadá (Chapman y Kimstach, 1992). El cobre supera la guía para protección de la vida acuática. En el mes de enero en las estaciones: Nanchital (4.36 $\mu\text{g/L}$), Teapa (4.66 $\mu\text{g/L}$), D. adentro (9.10 $\mu\text{g/L}$), Boca (6.36 $\mu\text{g/L}$); asimismo durante el mes de abril en las estaciones Coachapa (4.55 $\mu\text{g/L}$), Sta Alejandrina (4.99 $\mu\text{g/L}$), Terranova (5.90 $\mu\text{g/L}$) y en el mes de agosto en la parte alta del río en las estaciones: Uxpanapa (21.77 $\mu\text{g/L}$), Sta. Alejandrina (9.52 $\mu\text{g/L}$), Capitania (10.33 $\mu\text{g/L}$). El IMTA, (1996) encontró valores en general muy altos, hasta de 1.1 mg/L en la descarga del Complejo Petrolero Pajaritos. La concentración de cobre disuelto en agua de mar varía de 5×10^{-6} a 29.2×10^{-3} $\mu\text{g/L}$, asociándose las altas concentraciones de cobre disuelto con estuarios y aguas costeras en vecindad con fuentes puntuales.

En los ríos el Cr se presenta formando complejos, principalmente en forma de hidróxidos, en presencia de oxígeno, la especie prevaleciente es Cr^{6+} , la cuál es más tóxica y soluble que el Cr^{3+} . En bajas concentraciones es un elemento esencial para la vida, estimula el crecimiento de organismos acuáticos y puede ser bioacumulado por estos organismos, en un intervalo de bioacumulación de 100 a 1 000 veces (Dojlido y Best, 1993). La concentración de cromo encontrada en agua de mar (principalmente en forma de cromatos), varía en un intervalo de 0.04 a 18 $\mu\text{g/L}$, cuyos valores más elevados se relacionan con áreas afectadas por actividades antropogénicas; Sadiq (1992) informa, la concentración de cromo disuelto $<0.5 \mu\text{g/L}$ en zonas no contaminadas. El contenido de cromo en aguas residuales es mayor que el que se encuentra en aguas naturales y puede ser $>1.0 \text{ mg/L}$. Konhauser *et al.* (1997), reporta en la India ríos con geología similar, con efluentes industriales, descargas domésticas y escurrimientos agrícolas promedios para Cu en el Río Mahanadi de 2.5 $\mu\text{g/L}$ a 17.9 $\mu\text{g/L}$; el Río Brahmani para Cr de 2.6 $\mu\text{g/L}$ a 18.6 $\mu\text{g/L}$ y para el Río Baitarani para Cr de 3.4 $\mu\text{g/L}$ a 27.2 $\mu\text{g/L}$. El promedio mundial de los ríos para Cu es de 7.0 $\mu\text{g/L}$ Burton (1976). En el estudio reportado por el IMTA los valores máximos en el Río Coatzacoalcos, se ubican en la desembocadura (260 $\mu\text{g/L}$ como Cr^{+6}), el valor mayor para descargas es de 54 $\mu\text{g/L}$ como Cr^{+6} .

En el área de estudio en las muestras de agua de fondo el mes con el promedio menor fue agosto (1.29 $\mu\text{g/L}$) y el mayor en abril (4.3 $\mu\text{g/L}$). En el fondo los valores más elevados se presentan en la época de estiaje y entre la zona media de descargas urbanas y municipales de Minatitlán, hasta el Astillero en la parte baja del río, cercano a la ciudad de Coatzacoalcos. Las concentraciones reportadas en la mayoría de las estaciones (tabla 14) en todos los muestreos, rebasan el valor reportado para zonas estuarinas no contaminadas cuyo límite máximo permisible para Cr es de 1.0 $\mu\text{g/L}$. SEDUE (1986). Sin embargo ninguno de los valores rebasa el límite permisible para protección de la vida acuática de 20 $\mu\text{g/L}$ para Canadá.

Por otro lado, es difícil dar una idea exacta sobre la toxicidad que presentan los metales pesados en organismos acuáticos, ya que varían mucho las dosis letales entre especies sistemáticamente próximas, y aun entre las que pertenecen al mismo nivel trófico

(Bowen, 1966; Jones, 1964). Así, Viarengo (1985), señala que los organismos que pertenecen a diferente phylum, presentan diferencias importantes de su bioquímica y fisiología, por ello, es quizás imposible describir los efectos de un metal en términos de las alteraciones del metabolismo intermedio del grupo heterogéneo de organismos acuáticos.

6.4. Correlaciones múltiples.

En la tabla 20 se muestra las correlaciones encontradas en el primer muestreo realizado durante la temporada de lluvias, donde las arenas presentan una correlación altamente significativa con el Mz; los limos y arcillas presentan una correlación positiva con el Mz, lo que sugiere que bajo estas condiciones se favorece una mayor concentración de sedimentos finos en suspensión. La buena correlación entre limos, arcillas y materia orgánica sugiere que los sedimentos son potencialmente acumuladores de metales. La concentración de Cu y Cr total en sedimentos guardan una correlación altamente significativa con el Mz y con el contenido de arcillas por lo que la alta correlación de metales totales y el grado de suspensión sugiere una adsorción de los metales disueltos en la columna de agua.

En el segundo muestreo efectuado durante la temporada de nortes en la tabla 21, las arenas muestran una correlación negativa con la saltación y las arcillas muestran una correlación positiva con la suspensión, esto está asociado a la energía presente en el sistema en esta época, a mayor contenido de partículas finas mayor grado de suspensión.

En el tercer muestreo realizado durante la temporada de estiaje, la tabla 22 muestra que las arenas únicamente presentan una correlación positiva altamente significativa con la saltación lo que sugiere que el contenido de arena refleja poblaciones en saltación. La correlación negativa de arena con limos arcillas y Mz así como correlación positiva entre arcillas con Mz y con suspensión, esta asociada con el tamaño fino de las partículas. La concentración de Cu total en sedimentos esta asociada al tamaño de las partículas. La alta correlación de Cr total y Cr en agua de fondo con materia orgánica puede estar

indicando la importancia que juegan la materia orgánica como acarreadores potenciales de metales.

En el cuarto muestreo realizado durante la temporada de lluvias, la tabla 23 muestra que las arenas presentan una correlación significativa con la saltación, lo que sugiere que el contenido de arenas refleja poblaciones en saltación, e inversamente significativa con limos, arcillas y Mz, lo cual indica que el contenido de limos y arcillas refleja poblaciones en suspensión. La alta correlación de limos y arcillas con el Cr total puede ser un indicador de que los sedimentos del Río Coatzacoalcos tienen capacidad potencial para atrapar contaminantes debido a su tamaño de grano, en tanto que los limos se correlacionan negativamente con la saltación y positivamente con la suspensión, arcillas y Mz, reflejando este comportamiento el medio de transporte dominante.

6.5. Fauna bentónica

Por su habilidad para reflejar los niveles ambientales de los contaminantes en los ecosistemas estuarinos y marinos (Golberg E. D., 1975), los bivalvos filtradores han recibido una mayor atención, especialmente los mejillones y ostiones. Por su capacidad para acumular metales pesados del ambiente, los bivalvos son reconocidos como indicadores biológicos de este tipo de contaminación, como es *Mytilus edulis*, al que se reconoce como un buen indicador de la contaminación ambiental (Coleman *et al.* 1986; Viarengo y Canessi, 1994).

Los poliquetos son considerados indicadores de contaminación (Bryan y Hummerstone, 1971; y Botello, 1996). Durante el segundo muestreo del presente estudio (enero) se colectaron 37 poliquetos (*Parandalia vivianneae*), en la estación Dársena Adentro, siendo esta estación, la que presentó las concentraciones de Cr y Cu biodisponible en sedimentos más alta, influenciada posiblemente por descargas de afluentes industriales y municipales, también es este lugar donde se registró la temperatura más alta, posiblemente, debido a las descargas industriales, sin embargo estas muestras resultaron ser insuficientes para procesarlas químicamente.

Uno de los factores que influyen en la poca obtención de muestras de infauna en el río Coatzacoalcos, es el hecho de que se han realizado dragados en las últimas décadas (González M., M del C. *et al.*, 1994), lo que ha alterado el sistema debido a la acción humana, ya que al ser arrastrado el substrato no se pueden completar los ciclos de reproducción de los organismos. También es importante recalcar que la mayoría de los organismos son de origen marino, salvo *Neritina reclinata*, que tiene la capacidad de tolerar ambientes de salobres a dulces, lo cuál puede estar dado, por la influencia de la cuña salina, la cuál penetra río arriba hasta 42 km, lo que abarca el total de las estaciones de muestreo.

En la presente sección se consideraron las guías internacionales con respecto al límite máximo establecido en peso seco por el Departamento de Salud de Australia (para cadmio 2.0 $\mu\text{g/g}$, para plomo 2.5 $\mu\text{g/g}$, para cobre 150 $\mu\text{g/g}$, para zinc $\mu\text{g/g}$) y del Urban Services Department Headquarters de Japón (para cromo 1.0 $\mu\text{g/g}$,). En el caso del manganeso, cobalto y níquel no hay legislación.

En los sistemas naturales la toxicidad aguda que experimentan los organismos es producida, por lo general, por las descargas de contaminantes ocurridas accidentalmente (derrames de petróleo), este tipo de descargas es puntual, de corta duración y puede tener efectos dañinos a largo plazo. En cambio las descargas constantes de sustancias tóxicas en dichos sistemas producen una exposición crónica de contaminantes a los organismos presentes en el medio. Por ello es importante conocer las concentraciones subletales crónicas, ya que el individuo sobrevive pero la efectividad de sus funciones se reduce, lo que puede implicar un impacto ecológico importante (Espina y Vanegas, 1996).

La tolerancia de los organismos marinos a la toxicidad de los metales pesados, está determinada tanto por la intensidad de la tasa captación de estos contaminantes, como por la vía de absorción. Se conoce que los organismos pueden captar los metales pesados por dos vías: directamente del agua como sustancias disueltas como es principalmente para productores primarios o a través del tubo digestivo con el alimento absorbido para los herbívoros y los carnívoros (Sanders et al, 1989). Asimismo, esta tolerancia está íntimamente relacionada con las tasas de excreción (branquias, manto glándula de bisco, orina) y de detoxificación (almacenamiento en forma de gránulos en

las células, en el hígado, riñón) de los metales pesados. *Mytilus edulis* excreta fierro por la glándula de biso, *Crassostrea virginica* excreta en forma particulada por el manto (Bryan, 1976).

La concentración encontrada en *Rangia cuneata* y *Rangia flexuosa*, respecto al manganeso en el presente estudio, fue de 300.28 $\mu\text{g/g}$ peso seco y para *Polymesoda carolineana* 93.93 $\mu\text{g/g}$ peso seco. Botello (1996), encontró en el Río Coatzacoalcos para *Rangia flexuosa* 148.0 $\mu\text{g/g}$ peso seco, y *Polymesoda carolineana* el valor más alto de 172 $\mu\text{g/g}$ peso seco, este valor puede atribuirse a que los bivalvos bioacumulan una mayor cantidad de metales, más aún, cuando estos elementos son naturalmente abundantes. Los valores encontrados en el presente estudio para la muestra de *Rangia cuneata* y *Rangia flexuosa* rebasan en un 100% a lo reportado por Botello, mientras que el valor de *Polymesoda carolineana* está por debajo de lo reportado por el mencionado autor. Así estas concentraciones pueden ser tóxicas para el consumo humano, aunque se carece de una legislación para tales elementos (Villanueva, et al. 1996).

En este estudio en *Rangia cuneata* y *Rangia flexuosa* la concentración de cromo encontrada fue de 10.92 $\mu\text{g/g}$ peso seco, mientras que para *Polymesoda carolineana* fue de 9.89 $\mu\text{g/g}$ peso seco. En la Laguna de Términos se reportó de 6.70 $\mu\text{g/g}$ peso seco y en la del Carmen de 4.6 $\mu\text{g/g}$ peso seco, si comparamos estos valores con los límites permisibles por el Urban Services Department Headquarters de Japón (Nauen, 1983) rebasan por mucho, el límite que es de 1.0 $\mu\text{g/g}$. Sin embargo no se pueden considerar libres de tóxicos, aunque se ha publicado, que estos organismos llegan a tolerar concentraciones entre 100 a 300 $\mu\text{g/g}$. Este valor puede atribuirse a que los ostiones bioacumulan una mayor cantidad de metales, más aún, cuando estos elementos son naturalmente abundantes, sin que se presenten efectos adversos en su metabolismo (Rosas, et al., 1993; Villanueva, et al. 1996).

No fue detectada concentración de cadmio en los organismos del presente trabajo. En el estuario Severn Bryan et al. (1992) reportan para Cd en las almejas *Scrobicularia plana* 26.1 $\mu\text{g/g}$ peso seco, y para *Macoma balthica* 3.9 $\mu\text{g/g}$ peso seco. Mientras que en el riachuelo Restronguet reportan para la almeja *Scrobicularia plana* con 4.5 $\mu\text{g/g}$ de peso seco. La bioacumulación de los metales pesados se determina también, por el

control homeostático de los iones en el organismo (Bjerregaard, 1990). Sin embargo, los agentes quelantes reducen la bioacumulación de cobre y cadmio en los tejidos de varios organismos como es en la almeja *Macoma balthica*, y por ende la toxicidad (McLeese y Ray, 1986).

La concentración de plomo detectado en *Rangia flexuosa* y *Rangia cuneata* fue de 16.3 $\mu\text{g/g}$ peso seco y para *Polymesoda carolineana* fue de 4.94 $\mu\text{g/g}$ peso seco, Botello (1996), informó únicamente para *Macrobrachium acanthurus* del Río Coatzacoalcos, Veracruz una concentración de 0.14 $\mu\text{g/g}$ en peso seco. Con respecto al límite máximo permisible según el Departamento de Salud de Australia de 2.5 $\mu\text{g/g}$ la primera especie estudiada rebasa más de 15 veces el límite permisible, mientras que para la segunda especie el límite permisible es rebasado casi dos veces.

La concentración de cobalto detectado en *Rangia flexuosa* y *Rangia cuneata* fue de 10.92 $\mu\text{g/g}$ peso seco y para *Polymesoda carolineana* fue de 9.89 $\mu\text{g/g}$ peso seco, Botello (op cit.) informa la concentración del valor más alto para *Melongena melongena* con 13.57 $\mu\text{g/g}$ peso seco, sin embargo considera que este dato no puede considerarse como alto, ya que los valores son muy semejantes a los de otras áreas costeras libres de contaminación, por lo tanto las concentraciones detectadas en el presente estudio quedan por debajo de los comparados, por lo que se asumen como normales.

El níquel es el metal más móvil y el que menos tendencia tiene a bioacumularse. La concentración encontrada para *Rangia flexuosa* y *Rangia cuneata* fue de 10.92 $\mu\text{g/g}$, mientras que para *Polymesoda carolineana* fue de 4.94 $\mu\text{g/g}$. Sadiq, et al. (1992), encontraron valores de 9.42 $\mu\text{g/g}$ en la almeja *Meretrix meretrix* en el Golfo de Arabia. Estos valores se pueden atribuir al contenido de níquel encontrado en sedimentos, desafortunadamente el contenido de níquel en agua de fondo no fue determinado.

La concentración de cobre obtenidas en el presente estudio en *Rangia flexuosa* y *Rangia cuneata* fue de 10.92 $\mu\text{g/g}$ peso seco, mientras que en *Polymesoda carolineana* fue de 9.89 $\mu\text{g/g}$ peso seco. El límite máximo permisible por el Departamento de Salud de Australia es de 150 $\mu\text{g/g}$, por lo que los valores obtenidos en el presente estudio no se consideran tóxicos, a pesar de su alto porcentaje (29.77%) de biodisponibilidad hacia este metal en los sedimentos. Bryan (1992) encontro que *Nereis diversicolor* presento

una alta tolerancia a contaminación de metales (Cu y Zn) en ríos de Gran Bretaña. Es importante recordar que el cobre tiene un importante papel bioquímico como activador enzimático. Se consideró la concentración detectada de cobre en la estación Astillero, para agua de fondo fue de 7.00 µg/g, en sedimento superficial 26.00 µg/g. Debido a que en la biodisponibilidad de los metales influyen los factores ambientales, los niveles más altos de Cu para las almejas reportadas para *Scrobicularia plana* y para *Macoma balthica*, se registraron en condiciones anóxicas y se localizaron en aguas con un bajo Eh y pH Bryan (1992). Bjerregaard y Depledge, (1994) señalan que en *Nereis diversicolor*, la captación del cobre y del zinc es estimulada en medios diluidos. En *Mytilus edulis* la captación y la bioacumulación del cadmio es mayor en bajas salinidades, esto se debe a que el cadmio se encuentra en el agua de mar principalmente como cloruro; sin embargo al disminuir la salinidad se incrementa la concentración de la forma libre y por ende su biodisponibilidad. Sin embargo la presencia de otros metales también influye en la tasa de captación; como es en el caso de las ostras, donde la penetración de zinc, disminuye en presencia de concentraciones subletales de otros metales (Bryan, 1976). En el caso de los moluscos bivalvos, (*Mytilus edulis*, *Crassostrea virginica*, *Saccostrea equinata* y *Argopecten irradians*), la bioacumulación observada es mayor con la combinación de baja salinidad y alta temperatura (Bryan, 1976).

En el presente estudio la concentración de cromo, detectada para agua de fondo en la misma estación fue de 3.24 µg/g, en sedimento superficial 71.47 µg/g, En *Rangia flexuosa* y *Rangia cuneata* 10.92 µg/g y de *Polymesoda carolineana* 9.89 µg/g y el límite permisible para moluscos con respecto al Urban Services Department Headquarters de Japón (Nauen, 1983) es de 1.0 µg/g. Sin embargo a pesar de su bajo porcentaje de biodisponibilidad (5.99%), las concentraciones encontradas de este metal en sedimentos, agua y organismos rebasan los límites permitidos. Bryan, *et al.* (1992), reportan concentraciones de Cr en la almeja *Scrobicularia plana* de 23 µg/g peso seco en el estuario Loughor, en el Reino Unido. Las altas temperaturas y las bajas salinidades incrementan la toxicidad de los metales. McGreer (1982) y concluye que los metales en sedimentos del Río Frazer, en la Columbia Británica, controlan la distribución de *Macoma Balthica*. Muchas especies benticas sobreviven en áreas

fuertemente impactadas debido a que inducen los procesos de detoxificación en el ambiente (Bryan y Hummerstone, 1971, Grant *et al.* 1989)

Los factores ambientales como son el Ph, la temperatura el Oxígeno, la salinidad y el Eh, influyen en la biodisponibilidad de los metales (Rainbow *et al.*, 1993; Espina y Vanegas, 1996). Sin embargo en la estación astillero todos los valores obtenidos, caen dentro de los intervalos establecidos para aguas no contaminadas, por lo que es difícil establecer una relación con la bioconcentración encontrada en los organismos. *Polimesoda* sp. y *Rangia* sp. tienden a bioconcentrar 2.2. veces más cromo que cobre en agua. Con respecto al sedimento *Rangia* sp. tiende a bioconcentrar 1.1 veces mas Cu que *Polimesoda* con respecto, de la misma forma que *Rangia* sp. bioconcentra 4.2 veces más Cu que Cr. Esto puede implicar mecanismos más eficientes para la eliminación del exceso de cobre, a pesar de que este metal es esencial para las funciones vitales de estos organismos.

La bioconcentración de los organismos con respecto a los sedimentos demostró que *Polimesoda* sp. bioconcentra 0.91 veces mas Cr que *Rangia* sp. Mientras que *Polimesoda* sp. bioconcentra 0.24 veces mas Cr que Cu. Esto pudiera deberse a que en la estación astillero durante el mes de enero se encontraron cocentraciones de Cr total 57.30 $\mu\text{g/g}$ astillero, así Bryan (1992) encontro para la almeja *Scrobicularia plana* que las concentraciones de Cr son directamente proporcionales a la cantidad en el sedimento.

Por lo tanto, el Río Coatzacoalcos ha sufrido severas alteraciones ecológicas, atribuibles a las descargas de las industrias adyacentes en sitios puntuales, lo que se ve reflejado en la composición fisicoquímica, de el agua de fondo y en los sedimentos superficiales, lo que se reforza con los organismos encontrados en el presente estudio, ya que pueden ser indicadores de contaminación o de perturbación ambiental. No obstante el estuario y el Río Coatzacoalcos forman un sistema altamente dinámico, con influencia de agua marina hasta las estaciones localizadas corriente arriba, más allá de Minatitlán, que aunado al regimen estacional de lluvias y a los constantes dragados, permiten una alta capacidad de autodepuración de los aportes antrópicos del sistema.

7. CONCLUSIONES

1. El promedio general del Mz (5.78 ϕ), en los cuatro muestreos, así como el grado de asimetría gráfica inclusiva o SKI, coloca a los sedimentos en un intervalo de limos o partículas muy finas.
2. Por lo que se refiere a la desviación estándar gráfica inclusiva, en los cuatro muestreos la mayoría de los sedimentos se encuentran entre mal clasificados y muy mal clasificados. Lo que implica la existencia de variaciones en los procesos de transporte y depósito, así como en las fuentes de aporte.
3. En lo que se refiere a la curtosis la mayoría de las muestras en el primero, tercero y cuarto muestreos, se tienen valores que ubican a las estaciones con curvas, mesocúrticas, esto nos indica que la energía proviene de la dominancia de una corriente. El resto son platicúrticas, leptocúrticas y extremadamente leptocúrticas, lo que indican también la posibilidad de más de una corriente, perteneciendo éstas a los entronques de los diversos ríos que se unen con el Coatzacoalcos.
4. En el segundo muestreo la mayoría de las curvas caen en el intervalo de muy platicúrticas a extremadamente leptocúrticas, lo que representa una variabilidad en cuanto a la energía, por lo que se asume una mezcla de corrientes, quizás favorecidas por la presencia de nortes.
5. En el primero y cuarto muestreo, se encontró un elevado porcentaje del material en suspensión en la mayoría de las estaciones. Por lo que el sedimento acarreado puede provenir de zonas lejanas de ahí, que su tamaño promedio sea muy fino, con dominancia de lodos, en contraste con lo observado en materiales más gruesos en arroyos o ríos de poca longitud que vierten sus aguas al Golfo de México.
6. En el segundo muestreo el medio de transporte dominante es la saltación, debido a la temporada de nortes que producen una mezcla importante de las aguas y sedimentos fluviales. Así, las zonas donde se encuentran poblaciones de sedimentos con un alto porcentaje en saltación, corresponden generalmente a los entronques de los afluentes del Coatzacoalcos, debido a que éste, opone una mayor resistencia a la integración y a la mezcla de sus aguas con las de sus

tributarios o bien, se encuentran en la desembocadura o cercana a ella, presentando un intercambio intermareal. Mientras que en el tercer muestreo, en la época de estiaje, la poca influencia de los fenómenos meteorológicos permiten apreciar que la saltación y la suspensión son igualmente importantes.

7. Por lo que se refiere a las poblaciones en tracción, se observan en todos los muestreos, valores muy bajos o nulos, debido a la poca presencia de gravas, salvo en la confluencia de los ríos San Antonio y Gopalapa con el Coatzacoalcos, donde las zonas adyacentes se encuentran erosionadas, esto contrasta notablemente en arroyos o ríos cortos, donde la tracción juega un papel mucho más importante.
8. Los contenidos de materia orgánica variaron desde 0.16 hasta 4.52 %, los cuales se encuentran dentro de los valores para ríos. Sin embargo, los promedios indican valores bajos lo que conlleva a una deficiencia del substrato, posiblemente por la corriente tan fuerte y el alto volumen de agua arrastrado.
9. Las áreas identificadas con mayores alteraciones, atribuibles a las descargas de las industrias adyacentes en cuanto a parámetros fuera de los valores guía establecidos, fueron el Arroyo Teapa y la Dársena adentro, se pueden considerar como sitios con severas alteraciones ecológicas debido a su composición fisicoquímica y a que los organismos presentes en estas estaciones pueden ser indicadores de contaminación o perturbación. Es importante remarcar que en enero se presentan condiciones fuertemente básicas en la Dársena adentro y es también el lugar y el momento donde se encuentran un mayor número de políquetos.
10. El mes de agosto presenta una grave deficiencia de oxígeno disuelto a lo largo del río. En el mes de abril se presenta hipoxia en el nivel de fondo en la parte alta y media del río relacionada con el consumo de oxígeno en el fondo. Esta situación pudiera ayudar a explicar la poca presencia de organismos.
11. En la época de estiaje el agua de mar se mezcla paulatinamente y deja sentir su influencia por el fondo del río hasta la estación Coachapa, que se encuentra aproximadamente a 40 km de la desembocadura. Es aquí también donde se presenta la mayor diversidad lo que puede deberse a que las condiciones tanto del agua como del sedimento son más estables para el establecimiento y desarrollo de los organismos, dando como resultado una menor perturbación física.

- 12.- Los niveles de cromo disuelto se asocian con la cuña salina, pero no como un aporte marino, ya que no se dan en toda la extensión de la cuña sino a partir de Minatitlán. Su contenido no rebasa el valor guía para la protección de la vida acuática.
- 13.- Las estaciones Dársena adentro y Arroyo Teapa; Calzadas, Nanchital, Astillero y Boca se considera presentan gran influencia de las actividades antropogénicas (industriales y urbanas); por las concentraciones de cobre y cromo disueltos, encontradas tanto en agua de fondo como en sedimentos y por lo que respecta a la fauna bentónica los organismos encontrados en el presente estudio pueden ser indicadores de contaminación o perturbación (moluscos y poliquetos).
14. El Astillero destaca por ser el área con la biodisponibilidad potencial promedio más alta para Cobre y Cromo, asimismo es la que presenta mayor diversidad de organismos. El Arroyo Teapa es el segundo lugar en cuanto a biodisponibilidad potencial y presenta el segundo lugar en diversidad de organismos. El Terranova es el tercero en relación con la biodisponibilidad potencial y presenta junto con la Dársena adentro, el Calzadas y Nanchital el tercer lugar en diversidad de organismos.
15. *Polimesoda* sp. y *Rangia* sp. tienden a bioconcentrar 2.2 veces más cromo que cobre en agua. Con respecto al sedimento *Rangia* sp. tiende a bioconcentrar 1.1 veces mas Cu que *Polimesoda*, de la misma forma que *Rangia* sp. bioconcentra 4.2 veces más Cu que Cr. Esto puede implicar mecanismos más eficientes para la eliminación del exceso de cobre, a pesar de que este metal es esencial para las funciones vitales de estos organismos.
16. La bioconcentración de los organismos con respecto a los sedimentos y el Cr resulto que *Polimesoda* sp. bioconcentra 0.91 veces mas Cr que *Rangia* sp. Mientras que *Polimesoda* sp. bioconcentra 0.24 veces mas Cr que Cu. Esto pudiera deberse a que en la estación astillero durante el mes de enero se encontraron concentraciones de Cr total 57.30 $\mu\text{g/g}$ astillero.
17. El estuario y el Río Coatzacoalcos forman un sistema altamente dinámico, con influencia de agua marina hasta las estaciones localizadas corriente arriba, más allá

de Minatitlán, que junto con el régimen estacional de lluvias altas permite una alta capacidad de auto depuración de los aportes antrópicos hacia el sistema.

8. LITERATURA CITADA

- Addison, R. F., 1988. Biochemical effects of a pollutant gradient. Introduction. *Marine Ecology Progress Series* 46: 31-32 pp.
- Albert, L. A., 1988. Curso Básico de Contaminación Ambiental. Editorial LIMUSA. México, D. F.
- Alvarez-Rivera, U., L. Rosales-Hoz y A. Carranza-Edwards, 1986. Heavy metals in Blanco River sediments, Veracruz, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol., Univ. Nal. Autón. México*, 13(2): 1-10.
- APHA, AWWA, WEF. 1995. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19th edition, Washington for America Public Health Association. U.S.A. 1234 pp.
- Auffret, M., 1988. Histopathological changes related to chemical contamination in *Mytilus edulis* from field and experimental conditions. *Marine Ecology Progress Series* 46: 101-107 pp.
- Badarudean, A; Damodaran, K. T.; Sajan, K; and Padmalal, D. 1996. Environmental Geology, Texture and Geochemistry of the sediments of a tropical mangrove ecosystem, southwest coast of India, 27 March, pp.164-169 pp.
- Bahena, J., 1999. Evaluación espacial y temporal de metales pesados en sedimentos de la parte baja del Río Coatzacoalcos. México. Tesis de maestría, Instituto de Ingeniería, UNAM. México, 117 pp.
- Bayne, B. L. y F. P. Thurberg, 1988. Physiological measurement on *Nucula tenuis* and on isolated gills of *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*. *Marine Ecology Progress Series* 46: 129-134 pp.
- Bayne, B. L., J. Widdows y R. J. Thompson. 1976. Physiological integration, B. L. Bayne (de.) *Marine Mussels: Their Ecology and Physiology*. Cambridge University Press, Cambridge. 261-291 pp.
- Berner, K. E. y Berner A. R. 1987. The Global Water Cycle Geochemistry and Environmental. Prentice Hall Inc. New Jersey U.S.A. 389 pp.
- Berner, K. E. y Berner A. R. 1996 Global Environment Water, Air, and Geochemical Cycles. Prentice Hall Inc. New Jersey U.S.A. 376 pp.
- Bjerregaard, P., 1990. Influence of physiological condition on cadmium transport from haemolymph to hepatopancreas in *Carcinus maenas*. *Marine Biology* 106: 1099-209 pp.
- Bjerregaard, P., y M. H. Depledge, 1994. Cadmium accumulation in *Littorina littorea*, *Mytilus edulis* and *Carcinus maenas*. The influence of salinity and calcium ions concentrations. *Marine Biology*. 119: 385-395 pp.
- Black, MC. 1997 Biomarker assessment of environmental contamination with freshwater mussels. *Journal of Shellfish Research*, vol. 16, no. 1: 323.
- Botello, V. A.; Rojas, G. J.; Benítez, J. A. y Zárate L. D. 1996. Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. EPOMEX Serie Científica 5, UAC. 5 666 pp.
- Botello, V.A., y Páez, F. 1986. El Problema crucial; La Contaminación. *In Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos*. Vol. 1, México. CECODES - U.V. 180 pp.
- Bourbonniere, R. A. and Meyers, P. A. 1996., Antropogenic influences on hydrocarbon contents of sediments deposited in eastern Lake Ontario since 1800, *Environmental Geology* 28 July (1), pp. 22-28 pp.
- Bowen, H. J. M., 1966. Trace metals in biochemistry, the biochemistry of the elements, p. 173-210 chapter 12. Academic Press, London, New York.
- Bozada, L. y Páez, M. 1987. El problema crucial: la contaminación. *Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos*. Vol. VIII. México. CECODES - U.V. 25-26 pp.
- Bozada, L. y Páez, M. 1987. La Fauna Acuática del Litoral. *Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos*. Vol. XIV. México. CECODES - U.V. 25-26 pp.
- Brusca, R. C. y G. J. Brusca. 1990. Invertebrates. Sinauer. Inc. Pub. Sunderland, MA. 922 pp
- Bryan, G. W. Y Hummerstone, L. G. 1971. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of heavy metals. 1. General observations and adaptation to copper. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 845-63.
- Bryan, G. W., 1976. Some aspects of heavy metal tolerance in aquatic organisms, p. 7-34, *In* A.P.M. Lockwood (ed), *Effects of Pollutants on Aquatic Organisms*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bryan, G. W., and Langston, W. J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: *Environmental Pollution*.
- Burton, G. A. 1991. Assessing the Toxicity of Freshwater Sediments (Annual Review). *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 15875-1627 pp.

- Burton, J. D., 1976. Basic properties in estuarine chemistry. *En Estuarine Chemistry*, Burton, J. D. and Liss, P.S. eds. Academic Press, London, 1-36 pp.
- Cairn, M. A., y R. R. Garton, 1982. Use of fish ventilation frequency to estimate chronically safe toxicant concentrations. *Transaction of American Fisheries Society* 111: 70-77 pp.
- Cairns, J. Jr. A. G. Heath y B. C. Parker, 1975. The effects of temperature upon toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiology* 47: 135-171 pp.
- Calow, P. y R. M. Sibly, 1990. A physiological basis of population processes: ecotoxicological implications. *Functional Ecology* 4: 283-288 pp.
- Carranza Edwards, A., 1997. La Granulometría y su uso en estudios geoquímicos y ambientales. *Actas INAGEQ* 3 235-243 pp.
- Carranza Edwards, A., A. M. Gutiérrez Estrada y R. Rodríguez Torres, 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM*.
- Carranza Edwards, A., E. A. Morales de la Garza y G. V. Ortiz Zamora, 1998. "Evaluación del flujo de contaminantes en aire, agua y sedimentos de la parte baja del Río Coatzacoalcos" (Informe técnico inédito : Parte Geológica). Proyecto FIES 95-122-VI.
- CEM 1994. Microwave Digestion Applications Manual. CEM Corporation.
- Coleman, N., T. F. Man, M. Mobley y N. Hickman, 1986. *Mytilus edulis planulatus*: an "integrator" of cadmium pollution? *Marine Biology* 92: 1-5. Pp
- Contreras, F. 1993. Ecosistemas costeros Mexicanos. Ed. CONABIO-UAM-IZTAPALAPA. 415 pp.
- Chapman, D. y Kimstach, V. 1992. The Selection of Water Quality Variables. *En : Water Quality Assessments*, Chapman D. & Hall Ed., Great Britain 51-119 pp.
- Cházaro, M. 1986. La vegetación Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Vol. VI CECODES. México pp 23-25.
- D'Agostino, A. y C. Finney, 1974. The effect of copper and cadmium on the development of *Tigriopus japonicus*, p. 445-463, *In: F. J. Vernberg and W. B. Vernberg (Eds.), Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Academic Press, Inc., New York.
- Dojlido J. Y Best, A. G. 1993. *Chemistry of Water and Water Pollution*. Ellis Horwood Great Britain. 175-179 pp.
- Espina, S. y C. Vanegas, 1996. *Ecotoxicología y contaminación*, p. 45-68. *In: A. V. Botello, J. L. Rojas Galaviz, J. A. Benítez y D. Zárate Lomelí (Eds.) Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 5 666 pp.
- Falcón, A. L. 1998. Consumo de oxígeno y biomasa de la infauna del ambiente de plataforma continental del suroeste del Golfo de México y Península de Yucatán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Biología. UNAM. 78 pp.
- Figueroa N. A. 1986. Determinación del metilmercurio en mojarra prieta (*Cichlosoma guttatum*) y en los sedimentos de los ríos Coatzacoalcos y Uxpanapa del Estado de Veracruz. Tesis Facultad de Ciencias Biológicas, U. V. Jalapa, Veracruz. 49 pp.
- Folk, R.L., 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill, Austin, Texas, 182 pp.
- Förstner, U. y Wittmann, G. T. W., 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Verlag. Berlin Heidelberg.
- Förstner, U., 1985. Chemicals forms and reactivities in sediments. *In: R. Leschber, R. D. Davis and P. L. Hermite (Editors), Chemical Methods for assessing Bio-available Metals in Sludges and Soils*. Elsevier, London, pp 1-31 pp.
- Förstner, U., 1989. *Contaminated Sediments (Lectures on Environmental Aspects of Particles Associated. Chemicals in Aqualic Systems)*; Springer-Verlag: Berlin Heidelberg.
- Gallegos, M. 1986. Petróleo y Manglar. *In Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos*. Vol. 3 México. CECODES - U.V. 102 pp.
- García, E., 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köeppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) 3ª ed. Instituto de Geografía, UNAM. México. 42 pp.
- García, V. 1996. Análisis comparativo de algunos parámetros fisicoquímicos del río Coatzacoalcos en el tramo correspondiente a Minatitlán Veracruz. IMP Informe Técnico.
- García, V. 1996. Sistema natural (Subsistema Acuático) en Coatzacoalcos Veracruz. IMP Informe Técnico.
- Geenberg, E. D., 1960. Arginase. *In: P. D. Boyer, P.D., Lardy, H., Myrbock (De.). The Enzymes*. Academic Press, London and New York.

- Gleick, H. P. 1993. An Introduction to Global Fresh Water Issues. *En: Water in Crisis*. Gleick, P.H. Oxford University Press. New York 3-24 pp.
- Golberg, E. D., 1975. The mussel watch a first step in global Marine Pollution Monitoring. *Environmental Pollution Bulletin*, 6: 111-119.
- González-Lozano, M.C., García V.M. 1994. Evaluación del efecto de la temperatura de la descarga-No. 2 de la Refinería "General Lázaro Cárdenas en el Río Coatzacoalcos, Ver." IMP. Informe técnico.
- González-Macías, M.C., González, L.M.C y García V.V.M. 1994. Efectos de los dragados de mantenimiento en el ambiente costero en Coatzacoalcos, Veracruz. *Oceanología* 1(4) 109-117 pp.
- González, S. J. 1989. Levantamiento de información actualizada, para la determinación de áreas críticas. Coatzacoalcos, Ver., Armada de México, Sector Naval Militar. Informe técnico.
- Grant, A., Hatley, J. G. y Jones, N. V. 1989. Mapping the ecological impact of heavy metals on the estuarine polychaete *Nereis diversicolor* using inherited metal tolerance. *Mar. Pollut. Bull.*, 235-8
- Gray, J. S. 1974. Synergistic effect of marine heavy metals on growth rates of a marine ciliate protozoan, pp. 465-485, *In: F. J. Vernberg and W. B. Vernberg (Eds). Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Academic Press, Inc., New York.
- Guerra, F. D., 1990. Aspectos generales de la hidrología del Río Coatzacoalcos en la parte baja, en la temporada de 1987-1988. México. Tesis de Licenciatura, ENEP Iztacala, UNAM, 48 pp.
- Herzig, M. 1986. Las Aves. *In Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos*. Vol. 4 México. CECODES - U.V. 230 pp.
- Holligan, P. M: y Rainers, W. A., 1992. Predicting the responses of the coastal zone to global change. *Advances in Ecological research*, vol. 22.
- Hudges, G. M., 1976. Polluted fish physiology, p. 163-184, *In: A.M.P. Lockwood (ed.), Effects of Pollutant on Aquatic Organisms*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hulings, N.C. y J.S. Gray. 1976. Physical factors controlling abundance of meiofauna on tidal and atidal beaches. *Mar. Biol.* 34: 7-83 pp.
- INEGI. 1980 Carta Hidrográfica . Coatzacoalcos, Veracruz, México (Escala 1: 1 000 000).
- INEGI. 1980. Carta Geológica E15-7. Minatitlán, Veracruz, México (Escala 1: 250 000).
- INEGI. 1980 Carta Geológica E15-1-4. Coatzacoalcos, Veracruz, Mexico (Escala 1:250 000).
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, (1996), *Estudio de Clasificación del Río Coatzacoalcos*. Informe Técnico, 209 pp
- Jones, J. R. E., 1964. *Fish and River Pollution*. Butterworth and Co. (Publ.) LTD, London. England.
- Kasper-Zubillaga, J. 1999. Análisis de ambientes sedimentarios recientes de la región costera norcentral de Veracruz, México. Tesis Doctoral, UNAM. Instituto de Geología.
- Kasper-Zubillaga, J., A. Carranza-Edwards and Rosales-Hoz. L., en prensa. Petrography and geochemistry of holocene sands in the western Gulf of Mexico: implications for provenance and tectonic setting. *Journal of Sedimentary Research*.
- Kennish, M. J. 1986. Ecology of Estuaries Physical and Chemical Aspects. Volumen I CRC Press, Inc. Florida U.S.A. 254 pp.
- Kennish, M. J., 1985. Pollution in Estuaries and Coastal Marine Waters. *Journal of Coastal Research*. Special Issue No.12: Coastal Hazards, pp 27-49.
- Khan, A. T., J. S. Weiss y L. D'Andrea, 1989. Bioaccumulation of four heavy metals in two population of grass shrimp. *Palaemonetes pugio*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 42: 339-343.
- Konhauser, O.K., Powell, A. M., Fyfe, S. W., Longstaffe, J. F. y Triparthy, S. 1997. Trace element chemistry of major rivers in Orissa State, India. *Environmental Geology* 29 (1-2) enero 132-141 pp.
- Krumbein, W. C y Pettijohn, F. J. 1938. *Manual of sedimentary petrography*. The Century Earth Science Series. New York, U.S.A: 549 pp.
- León y Pérez R. de. 1983. Demostraciones citoquímicas de plomo y hallazgos histológicos relacionados en peces del Río Coatzacoalcos, *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. México*. 27:65-174 pp.
- Lincoln, R.J. y G. A. Boxshall 1987. *The Cambridge Illustrated Dictionary of Natural History*. Cambridge Univ. Press. G. B. 234 pp.
- Loomis, T. A., 1982. *Fundamentos de Toxicología*. Editorial Acribia, Zaragoza, España. 273 pp.
- López, R. E., 1994. *Geología de México*.ed. Trillas, México. D. F. 288 pp.
- Manahan, S. E., 1998. *Introduction to Environmental Chemistry*. Facultad de Química UNAM, México 704 pp.
- Manahan, S. E., 1984. *Environmental Chemistry*. Fourth Edition. ed. Willard Gant Press. Boston U.S.A. 612 pp.
- Mat and Marsh J. M. 1994. Sediment Trace Metal concentrations from the mudflats of Kuala June and Kuala Muda of Malaysia *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53. 740-746.

- McGreer, E. R. 1982. Factors affecting the distribution of the bivalve, *Macoma balthica* (L.) on a mudflat receiving sewage effluent, Fraser River estuary, British Columbia. *Mar. Environ. Res.* 131-49.
- McLeese, D. W. Y S. Ray, 1986. Toxicity of CdCl₂, CdEDTA, CuCl₂, and CuEDTA to marine invertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 36:749-755 pp.
- McLeese, D. W., Sprague, J. B. and J. B. and Ray, S. 1987. Effects of cadmium on marine biota. In *Cadmium in the Aquatic Environment*, ed. J. O. Nriagu and J. B. Sprague, *Adv. Environ. Sci. Technol.*, Vol. 19, Wiley Interscience publication, pp. 171-98.
- Méndez, C. 1998. Dinámica química del estuario del Río Coatzacoalcos. Tesis de maestría. Instituto de Ingeniería, UNAM México 90 pp.
- Merian, E., 1995. Metals and their Compounds on the Environment. Occurrence, Analysis and Biological Relevance. VCH. New York, U.S.A.
- Muñoz, B. J., Vega, G. S., Celis, H., Sanchez L. G., Jiménez P. A., Osorio, A., Carmona, L. M. 1992. La industria petrolera ante la regulación Jurídico-Ecológica en México., Universidad Nacional Autónoma de México. Petróleos Mexicanos, México, 251 pp.
- Murray, K. S., 1996. Statistical comparisons of heavy metal concentrations in river sediments, *Environmental Geology* 27: 54-58 pp.
- Nauen, 1983. In: Botello, A. V. y A. Toledo, 1996. Impacto ambiental de la industria petrolera en el río Coatzacoalcos, Veracruz, p. 541-554.
- Ogawa, N. 1981. Estudio del impacto ambiental del petróleo y sus derivaciones en el puerto y proximidades de Coatzacoalcos, Ver. Secretaría de Marina. Dirección general de Oceanografía. *Prev. Cont.* 91 pp.
- Ortiz, G. V. y Carranza, A. 1997. Los sedimentos como receptores potenciales de metales: Estudio de aplicación en el Río Coatzacoalcos. *Actas INAGEQ.* 3: 245-250 pp.
- Padilla, R. M.T. 1989. Determinación de los niveles de hidrocarburos en sedimentos recientes del Río Calzadas, en la región del bajo Río Coatzacoalcos, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias; UNAM, 52 pp.
- Paéz-Osuna, F., V. Botello, y Villanueva, S. 1986. Heavy Metal in Coatzacoalcos Estuary and Ostion Lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin* 17:516-519.
- Patin, S. A., 1982. Pollution and the Biological Resources of the Ocean. Butherwords Scientific, London.
- Pettijohn, E., 1975. *Sedimentary Rocks*. Harper & Row. Nueva York. 3ª. ed.:628 pp.
- Pickering, A. D., 1981. Introduction: the concept of biological stress, p. 1-7. In: A. D. Pickering (ed.) *Stress and Fish*. Academic Press, New York.
- Pratt, J. R., 1990. Aquatic community response to stress: prediction and detection of adverse effects. pp. 16-26, In: W. G. Landis and W. H. Vader Schalie (Eds.) *Aquatic Toxicology and Risk Assessment: Thirteenth Volume, ASTMSTP 1096*. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Rainbow, P. S., I. Malik y P. O'Brien, 1993. Physicochemical and physiological effects on the uptake of dissolved zinc and cadmium by the amphipod crustacean *Orchestia gammarellus*. *Aquatic Toxicology* 25: 15-30 pp.
- Ramanathan, A. L.; Subramanian, V. y Das, B.K. 1996 Sediment and heavy metal accumulation in the Cauvery basin, *Environmental Geology*, 27 March, pp. 155-163.
- Rosales-Hoz, L. y Carranza-Edwards, A. 1998. Heavy Metals in Sediments from Coatzacoalcos River, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60:553-561 pp.
- Rosales-Hoz, L., A. Carranza-Edwards y U. Alvarez-Rivera, 1986. Sedimentological and Chemical Studies in Sediments from Papaloapan River, Mexico. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.*, Univ. Nal. Autón. México, 13(3): 263-277.
- Rosas, P. I., A. Báez, y R. Belmont, 1983. Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of México. *Water, Air and Soil Pollution.* 20: 127-135 pp.
- Rzedowsky, J. 1991. *Vegetación de México*. Ed. Limusa 432 pp.
- Sadiq, M., Alam I. A. y Al-Mohama, H. 1992. Bioaccumulation of nickel and vanadium by clams (*Meretrix meretrix*) living in different salinities along the Saudi coast of the Arabian Gulf. *Environmental Pollution.* 76:225-231.
- Sadiq, M. 1992. *Toxic Metal Chemistry in Marine Environments*. Marcel Dekker Inc. New York. 390 pp.
- Salomons, W. And Förstner, U. 1984. *Metals in the hidrocycle*; Springer-Verlag; Berlin Heidelberg.
- Sanders, J. G., R. W. Osman y G F. Riedel, 1989 Pathways of arsenic uptake and incorporation in estuarine phytoplankton and filter-feeding invertebrates *Eurytemora affinis*, *Balanus improvisus* and *Crassostrea virginica*. *Marine Biology* 103:319-385 pp.

- Secretaría de Asentamientos Humanos y Obras Públicas, (1979). Ecoplan del Estado de Veracruz, 216 pp.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. 1986. In: Botello, A. V. y A. Toledo, 1996. Impacto ambiental de la industria petrolera en el río Coatzacoalcos, Veracruz, p. 541-554.
- Shiklomanov, A. I., 1993. World Fresh Water Resources. En: Water in Crisis Gleick, P.H. (De). Oxford University Press. New York 13-24 pp.
- Smith, J. R., 1985. Cooper exposure and ciliary function in gill tissue of *Mytilus californianus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 35: 556-563 pp.
- Thiel, H. 1975. The size structure of the deep-sea benthos. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 60: 575-606 pp.
- Thomas, P., 1990. Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring. American Fisheries Society Symposium 8: p.9-28, In: S. M. Adams (Ed.), *Biological indicator of Stress in Fish*. Bethesda. Maryland.
- Toledo, A., Botello, V. A., Cházaro, M., Bozada, L.; Paéz, L., Baéz, A. y Contreras, F. 1988. Petróleo y Ecodesarrollo en el sureste de México. Centro de Ecodesarrollo, Universidad Veracruzana, 220 pp.
- Valette-Silver, N. J. 1993a. The Use of Sediment Cores to Reconstruct Historical Trends in Contamination of Estuarine and Coastal Sediments. *Estuaries* 16: 577-588 pp.
- Valette-Silver, N. J., 1993b. Historical Trends in Contamination of Estuarine and Coastal Sediments: An Introduction to the Dedicated Issue. *Estuaries* 16: 575-576 pp.
- Vanan 1989. Analytical Methods for Flame Atomic Absorption Spectrometry. Varian Australia, publication No 85.
- Vernberg, W. B., P. J. DeCoursey y J. O'Hara, 1974. Multiple environmental factor effects on physiology and behaviour of the fiddler crab *Uca pugilator*, p. 381-425, In: F. J. Vernberg and W. B. Verberg (Eds.), *Pollution and Physiology of Marine Organisms*. Academic Press, Inc., New York
- Viarengo, A. M., 1985. Biochemical effects of trace metals, *Marine Pollution Bulletin*, 153-158.
- Viarengo, A., L. Canessi, M. N. Moore y M. Orunesu, 1994. Effects of Hg^{2+} and Cu^{2+} on the cytosolic Ca^{2+} levels in molluscan blood cells evaluated by confocal microscopy and spectrofluorimetry. *Marine Biology* 119: 557-564 pp.
- Viarengo, A., Perica, M., Canesi, L., Mazzucotelli, A., Orunesu, M and Bouquegneau, J. M. 1989. Purification and biochemical characterization of a lysosomal copper-rich tionein-like protein involved in metal detoxification in the digestive gland of mussels. *Comp. Biochem. Physiol.*, 389-95.
- Vicente, H. R. 1998. Uso Integral del Agua en Instalaciones de Pemex-Petroquímica, Región Coatzacoalcos Minatitlán. En: Protección Ambiental para el Sector Hidráulico (ponencias seleccionadas) Biswas, K. A., y Tortajada, Q. C. Instituto de ingeniería UNAM y Comisión Nacional del Agua, México pp. 99-105.
- Villanueva, F. S. y F. Páez-Osuna, 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos, p. 309-347. In: A. V. Botello, J. L. Rojas Galaviz, J. A. Bermítez y D. Zárate Lomeli (Eds.) *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México 5 666p.
- Villanueva, F. S., 1987. Evaluación de algunos metales pesados en organismos del Río Coatzacoalcos y de la Laguna del Ostión, Veracruz, México. *Contaminación Ambiental* 4: 19-31 pp.
- Visher, G. 1969. Grain size distributions and depositional processes. *Jour. Sed. Petro.* Vol. 39 No 3: 1074-1106 pp.
- Walsh, J.J. 1988. On the nature of continental shelves. Academic. Press, New York. 520 pp.
- Wedemeyer, G. A. y D. J. McLeay, 1981. Methods for determining the tolerance of fishes to environmental stressors, p. 247-275, In: A. D. Pickering (ed.), *Stress and Fish*. Academic Press Inc. Ltd. London.
- Yasuo, Y. 1993. Selected Papers on Environmental Hydrology from 29 th International Geological Congress (161) Kyoto Japan 1992. International Association of Hydrogeologists Vol. 4, 1993.