

03065

1



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

Unidad Académica de los Ciclos Profesional y de Posgrado
Colegio de Ciencias y Humanidades

**"CONCENTRACION Y DISTRIBUCION DE METALES PESADOS EN
LOS SEDIMENTOS Y TEJIDOS DE FAUNA ASOCIADA A L EMISOR
DE AGUAS MUNICIPALES DEL PUERTO DE MAZATLAN"**

T E S I S

Que para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR
(Oceanografía Química)

Presenta:
FABIOLA MORALES HERNANDEZ

Asesor:
DR. FEDERICO PAEZ OSUNA

Mazatlán, Sinaloa.

300155

2001



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 está 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.

Este trabajo se realizó bajo la dirección del Dr. Federico Páez Osuna en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera, de la Estación Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; con el apoyo financiero parcial del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través del proyecto 0185P-T9506 “Biomonitoreo de la contaminación en las aguas costeras del Pacífico subtropical Mexicano: metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos del petróleo”.

Gracias te doy Señor por
permitirme llegar hasta aquí.

A mi madre: te agradezco tu ayuda y apoyo
Incondicional que me brindaste hasta concluir
este trabajo.

A mi esposo Martín por la ayuda que me
brindó en todo este tiempo y a mi hija
Saraí.

AGRADECIMIENTOS

- Al Dr. Federico Páez Osuna por la dirección de este trabajo.
- Al M. en C. Martín Soto Jiménez por su apoyo que me brindó en la realización de este trabajo.
- Al M en C. Arturo Nuñez Pastén por su valiosa colaboración técnica en los muestreos e identificación del zooplancton.
- Al M. en C. Raúl Pérez González por su colaboración técnica en el trabajo de campo e identificación de los crustáceos.
- Al Químico Humberto Bojórquez Leyva, por su apoyo brindado en el trabajo de laboratorio y por su amistad.
- A las bibliotecarias María Clara Ramírez Jáuregui y Erlinda Virgen Rojas por su colaboración en la recopilación bibliográfica.
- A los compañeros Mat. Germán Ramírez Resendiz y al L.S.C. Carlos Suárez
- A mis compañeros del laboratorio de Geoquímica y de generación.
- A la secretaria Margarita Cordero y a todos los maestros del posgrado.
- A todos los integrantes de mi comité de tesis por su tiempo dedicado a la revisión de este trabajo formado por:

Dr. Michel Hendrickx RenersPresidente
Dr. Federico Páez Osuna.....Secretario
M. en C. José I. Osuna López.....Vocal
Dra. María Nuria Méndez Ubach.....Suplente
Dr. José Luis Carballo Cenizo.....Suplente

AGRADECIMIENTOS

- Al Dr. Federico Páez Osuna , por la dirección de este trabajo.
- Al M. en C. Martín Soto Jiménez por su apoyo que me brindó en la realización de este trabajo.
- A todos los integrantes de mi comité de tesis por su tiempo dedicado a la revisión de este trabajo.
- A los M en C. Raúl Pérez González y Arturo Nuñez Pastén por su colaboración en el trabajo de campo.
- Al Químico Humberto Bojórquez Leyva, por su apoyo brindado en el trabajo de laboratorio y por su amistad..
- Al apoyo y servicios prestados a los compañeros de la biblioteca y Centro de cómputo.
- A mis compañeros del laboratorio de Geoquímica y de generación .
- A todos los maestros del posgrado.

INDICE GENERAL

	Página
I. INTRODUCCION	1
II. ANTECEDENTES	2
III. OBJETIVOS	6
IV. AREA DE ESTUDIO	7
V. METODOLOGIA	9
V.1. Muestreo de zooplancton y sólidos suspendidos >475µm	10
V.2. Muestreo de organismos	10
V.3. Descripción taxonómica y biológica de los organismos estudiados	10
V.4 Manejo de las muestras en el laboratorio	13
V.5. Análisis químicos de las muestras	14
V.6. Análisis estadístico	16
VI. RESULTADOS Y DISCUSION	16
VI.1. Concentración de metales pesados en sólidos suspendidos >475µm	16
VI.2. Concentración de metales pesados en los copépodos <i>Acartia tonsa</i> y <i>A. lilljeborgii</i>	20
VI.3. Concentración de metales pesados en el ostión <i>Crassostrea iridescens</i>	24
VI.4. Concentración de metales pesados en el pez <i>Cynoscion xanthulus</i>	29
VI.5. Concentración de metales pesados en la langosta espinosa <i>Panulirus gracilis</i>	33
VI.5.1. Distribución porcentual de metales pesados en órganos y tejidos de langosta <i>Panulirus gracilis</i>	55
VI.6 Metales pesados en organismos de diferentes niveles tróficos, y en un ambiente asociado a un emisor de aguas municipales	55
VII. CONCLUSIONES	68
VIII. BIBLIOGRAFIA	71

Indice de Tablas

Tabla 1. Posición sistemática de las especies estudiadas	11
Tabla 2. Resultados de los análisis del contenido de metales en una muestra de crustáceo (<i>P. duorarum</i>) certificada por la Agencia Internacional de Energía Atómica (1987)	15
Tabla 3. Concentración de metales ($\mu\text{g/l}$) en la fracción particulada de diferentes regiones costeras	20
Tabla 4. Comparación de los niveles de concentración de metales pesados medidos en representantes de la clase Copepoda en diferentes lugares del mundo ($\mu\text{g/g}$ peso seco)	23
Tabla 5. Factor de enriquecimiento (FE) en los niveles de concentración ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de <i>Crassostrea iridescens</i> asociado a un emisor de aguas municipales	28
Tabla 6. Comparación de niveles de concentración de metales pesados para algunas especies del género <i>Crassostrea</i> en diferentes lugares del mundo ($\mu\text{g/g}$ peso seco)	30
Tabla 7. Concentración de metales pesados, en diferentes épocas del año, en las branquias y el músculo del pez <i>Cynoscion xanthulus</i>	31
Tabla 8. Comparación de los niveles de concentración de metales pesados medidos en el músculo de algunas especies de peces de diferentes lugares ($\mu\text{g/g}$ peso seco)	34
Tabla 9. Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los distintos órganos y tejidos de langosta <i>Panulirus gracilis</i> , (h, hembras y m, machos)	37
Tabla 10. Comparación de niveles de concentración de metales pesados músculo de tres especies de langosta en diferentes lugares ($\mu\text{g/g}$ peso seco)	54
Tabla 11. Concentraciones promedio de los metales estudiados en agua, sólidos suspendidos y sedimento superficial; y en organismos como copépodos, pez, ostión y langosta que habitan los diferentes ambientes asociados a un emisor submarino de Mazatlán. Niveles en $\mu\text{g/g}$, excepto agua en $\mu\text{g/L}$	61

Indice de Figuras

Figura 1. Area de estudio	8
Fig. 2. Variación de la concentración estacional de metales pesados en sólidos suspendidos vertidos por el emisor submarino ($\mu\text{g/g}$ de peso seco)	17
Fig. 3. Concentración de metales pesados ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en las diferentes estaciones del año en copepodos (<i>Acartia lilljeborgii</i> y <i>A. tonsa</i>) recolectados en el área influenciada por	

el emisor submarino de Mazatlán	22
Fig. 4. Concentraciones de metales pesados ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) medidas en el molusco bivalvo <i>C. iridescens</i> en las diferentes estaciones del año	27
Fig. 5. Representación de la distribución porcentual en peso de cada órgano o tejido analizado del cuerpo de la langosta <i>Panulirus gracilis</i> , con respecto al peso total	37
Fig. 6. Concentración y distribución del Ni ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	38
Fig. 7. Concentración y distribución del Cr ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	39
Fig. 8. Concentración y distribución del Cu ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	42
Fig. 9. Concentración y distribución del Fe ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	46
Fig. 10. Concentración y distribución del Cd ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	47
Fig. 11. Concentración y distribución del Mn ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	50
Fig. 12. Concentración y distribución del Zn (mg/g peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta <i>P. gracilis</i> en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año	52
Fig. 13. Distribución de la carga de cada metal en los diferentes órganos y tejidos para cada sexo de <i>P. gracilis</i> (A-Hembras; B-Machos)	56
Fig. 14. Diagrama esquemático de diferentes ambientes y organismos asociados al emisor submarino de Mazatlán. (A) Columna de agua, (B) sólidos suspendidos, (C) zooplancton, (D) ostión, (E) langosta, (F) peces, (G) sedimentos	61
Fig. 15 Relación entre las concentraciones de Ni y Mn en zooplancton y en sólidos suspendidos	62
Fig. 16. Factor de concentración calculados para metales en ostión estudiado <i>C. iridescens</i> respecto a la concentración total (\circ) y biodisponible (\bullet) de metales en el sedimento superficial	63
Fig. 17. Relación entre las concentraciones de diferentes metales en branquias de langosta <i>P. gracilis</i> hembra(H) o macho (M) y los sólidos suspendidos	66
Fig. 18. Relación entre las concentraciones de diferentes metales en los órganos y tejidos analizados en la langosta <i>P. gracilis</i> hembra(H) o macho (M)	67

I. INTRODUCCION

La presencia de algunos metales pesados es común en organismos marinos. Algunos son elementos esenciales (e.g., Cu, Fe, Zn, y Mn) que se requieren para el crecimiento y el desarrollo natural (Martin, 1974; Martin et al., 1977); sin embargo, otros metales (e.g., Cd y Hg) no se conoce si participan en alguna función en los procesos fisiológicos y bioquímicos. En el estudio de los metales en organismos es importante considerar su función y la concentración o intervalo de concentración requerida o natural. Cantidades por encima de las requeridas o naturales en el caso de los esenciales, y más aún en los no esenciales, son consideradas como tóxicas. Las altas concentraciones tóxicas de metales en el medio marino son principalmente provocadas por la contaminación industrial directa e indirecta, por la cual los productos residuales derivados de ésta aumentan las concentraciones en los organismos acuáticos.

Los análisis de tejidos de organismos acuáticos permiten obtener información sobre la contaminación de los ambientes costeros por metales pesados. Ello presenta ventajas sobre el uso de las muestras de agua, ya que muchos de los organismos acumulan metales pesados en concentraciones altas, en comparación con las aguas naturales, reduciendo así los problemas analíticos asociados. Los niveles de metales pesados en la biota también permiten conocer de manera integral y en promedio las condiciones de contaminación ambiental, eliminando con esto las fluctuaciones temporales (diurnas y con la marea) frecuentemente encontradas en el análisis de muestras de agua (Phillips 1977, 1980; Waldichuck, 1985). El conocimiento de las concentraciones de metales en tejidos selectos de organismos marinos es útil para identificar órganos y tejidos que pueden ser particularmente propicios a la acumulación de metales pesados (Szefer et al., 1990). Esto alcanza especial relevancia cuando se examinan organismos que forman parte de la alimentación del ser humano; sin embargo, los registros y estudios sobre este tema aún son relativamente escasos (Julshamn, 1981; Martincic et al., 1984). Esto es todavía más evidente en especies marinas tropicales y subtropicales (Depledge et al., 1993). Adicionalmente, hay escasez de información sobre contenidos de metales pesados en

organismos asociados a ambientes sujetos al aporte continuo de aguas residuales municipales (caracterizadas por poseer un elevado contenido de materia orgánica, nutrientes y sólidos), que comúnmente presentan también residuos metálicos diversos. Por ello la importancia de este tipo de estudios es generar información sobre las concentraciones de metales pesados en sedimentos y especies representativas del zooplancton, moluscos, crustáceos y peces que habitan permanentemente en las aguas marinas asociadas a descargas de aguas negras municipales provenientes de una planta de tratamiento primario.

II. ANTECEDENTES

Existen estudios sobre la distribución de metales pesados en algunos organismos de la fauna representativa del mar Báltico, como el molusco *Mya arenaria*, el crustáceo *Mesidotea entomon* y el pez *Gadus morhua* a los que se les analizó Fe, Zn, Mn, Cu, Pb, Cd, Co, y Ni. Se encontró que los órganos que presentaron una habilidad para acumular Fe y Mn fue el sifón y el manto en el molusco, para el crustáceo el Cu en hepatopáncreas y en el pez el riñón presentó los niveles más altos de Cd y las branquias del Pb, Co, Ni, y Cd (Szefer et al., 1990). Pastor et al. (1994) determinaron las concentraciones de metales pesados en algunos organismos del Mediterráneo, en las costas de España, encontrando que los moluscos, particularmente *Murex brandaris*, tienen los niveles más elevados de Cd (3500.0 ng/g en base a peso seco). Los altos niveles de Cd correspondieron a organismos recolectados en áreas asociadas con desechos urbanos e industriales. En diferentes regiones del mundo se han establecido niveles de referencia para fitoplancton y zooplancton. Por ejemplo, en el mar Mediterráneo, se estudió Fe y Mn en el plancton y se encontraron niveles de 1243.0 y 37.1 µg/g, respectivamente (Hårdstedt-Roméo, 1982). Krishnaswami et al. (1985) analizaron Cu en el copépodo *Anomalocera patersoni*, encontrando niveles desde 8.6 hasta 19.3 µg/g y previamente Polikarpov et al. (1979) analizaron Cr, Cd, Cu en esta misma especie, encontrando niveles más altos de Cu (42.0 ng/g). En el océano Pacífico, Martin y Knauer (1973) analizaron el Fe y el Mn en copépodos, encontrando niveles de 197.0-298.0 y 4.4-8.3 µg/g, respectivamente, los cuales son sustancialmente más bajos a los registrados para el mar Mediterráneo y otras áreas como el Sur de Texas con 725.0 µg/g de

Mn y 29.7 µg/g de Fe (Horowitz y Presley, 1977). Asimismo, se han realizado estudios de metales pesados en diferentes especies de moluscos, como *Saccostrea commercialis*, de un sitio contaminado en Sydney, Australia (Hardiman et al., 1995). Los resultados revelan altos contenidos de Cd, Cu y Zn en el tejido blando de dicho organismo y bajos niveles de otros metales como el Ni. En la costa de Texas se analizaron diferentes organismos que incluyeron peces y camarones. Se obtuvieron los siguientes contenidos en músculo: Cu 3.4 y 24.2; Zn 16.0 y 47.7; Cd 0.14 y 0.16; Cr 7.2 y 2.1; Ni 1.5 y 1.4; Fe 24.0 y 14.2; y Mn 0.8 y 1.5 µg/g, respectivamente (Horowitz y Presley, 1977). En la bahía de Chesapeake se investigó la toxicidad del Cd total y libre considerando el efecto de la salinidad en copépodos y peces (Hall et al., 1995). Se han realizado estudios sobre el efecto del Cu y el Zn sobre la supervivencia y la reproducción del zooplancton marino, especialmente en el grupo de los copépodos (Sunda et al., 1987), así como en invertebrados en el Norte del mar Báltico (Sandler, 1984). Tervo et al. (1980) estudiaron peces e invertebrados bentónicos en los golfos de Bosnia y de Finlandia, y en el pez *Micropogonias furneri* de la bahía de Cienfuegos en Cuba (González et al., 1991). En algunos sitios se han encontrado problemas de organismos contaminados con metales; tal es el caso de las altas concentraciones de Cd y Zn en algunas especies marinas en puerto Pirie, Australia, asociadas a los desechos enriquecidos con plomo de una fundidora (Ward et al., 1986).

En el Pacífico subtropical mexicano se han efectuado diversos estudios en moluscos bivalvos, en una área moderadamente contaminada como es el Puerto de Mazatlán. Páez-Osuna et al. (1988) analizaron los contenidos de Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en el bivalvo *Crassostrea corteziensis*. Los resultados indican que el Cd presenta los niveles más bajos (0.4 µg/g), mientras que el Fe y el Zn los mayores niveles (202.0 y 1068 µg/g, respectivamente). Estas concentraciones, al ser comparadas con las obtenidas en moluscos de otros lugares del mundo, resultan similares o inferiores. Otros estudios realizados en *Mytella strigata* y *C. corteziensis* han revelado que existe una relación entre los niveles encontrados en el material particulado del agua con los de organismos filtradores (Páez-Osuna y Marmolejo Rivas, 1990a; Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990b). Ruelas-Insunza y Páez-Osuna, (1999) evaluaron la biodisponibilidad relativa de metales en *M. strigata* y *C.*

corteziensis durante un año, observando una variación estacional e interespecífica en algunos metales, especialmente en el Fe, el Pb, el Zn y el Cd en ambos bivalvos. En una zona rural no contaminada de las costas del noroeste de México cercanas al área de estudio, Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas (1990b) analizaron metales pesados en el tejido blando de *Crassostrea iridescens*. Encontraron que los niveles medios del Cd, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn eran 3.6, 20.4, 93.0, 9.4, 1.7 y 402.0 µg/g, respectivamente. Además, observaron que la variación estacional y el tamaño del bivalvo influyen en la tasa de acumulación de la mayoría de los metales. En otro estudio en el tejido blando del ostión *C. corteziensis* de lagunas costeras asociadas con las actividades agrícolas, se encontraron niveles moderadamente elevados en algunos metales; 10.3 y 3.9 µg/g de Cd, 67.0 y 147.0 µg/g de Cu, 232.0 y 139.0 de Fe, 7.2 y 13.6 µg/g de Mn, 2.6 y 1.9 µg/g de Ni, 509.0 y 727.0 µg/g de Zn, de Navachiste y Altata-Ensenada del Pabellón, respectivamente (Páez-Osuna et al., 1991b; Páez-Osuna et al., 1993 a,b). Asimismo, se ha estudiado la relación del Zn y del Mn con la madurez gonadal en el ostión *C. iridescens* (Páez-Osuna et al., 1995a). También se han realizado análisis de metales pesados en especies de camarones juveniles y adultos de ambientes estuarinos y marinos (*Litopenaeus vannamei* y *Litopenaeus stylirostris*). Los juveniles acumulan concentraciones más altas de Fe y Ni que los adultos, mientras que en el caso de Zn presenta un comportamiento inverso (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 1995a, 1995b). En otro trabajo realizado con machos y hembras de juveniles de *L. vannamei* de granja y silvestres y con especímenes de *L. californiensis* adultos de mar abierto, se observó que el músculo presentó los niveles más bajos en la mayoría de los metales analizados en ambas especies. Se observaron, además, diferencias entre sexos en *L. californiensis*, ya que los machos presentaron los más altos niveles de Cu y Zn y las hembras de Fe. Respecto a *L. vannamei*, las branquias de hembras presentaron niveles más altos de Cu, Fe, Ni, Zn y los machos en hepatopáncreas, apéndices antenales y branquias (Páez-Osuna y Tron-Mayén, 1995, 1996). En la langosta *Panulirus inflatus* se han estudiado la concentración de metales en tejidos de hembras y machos; se encontró que las concentraciones más altas de Zn se presentan en las vísceras, de Cu en las branquias y gónadas, de Mn, Ni, Cr y Co en exoesqueleto (Páez-Osuna et al., 1995b). Bojórquez-Mascareño (1999) estudió la concentración y distribución de metales en hembras y machos de la langosta *P. gracilis*. Concluye que el Ni en gónadas varía de manera inversamente proporcional a la talla de los

individuos; el Cd y el Mn en el exoesqueleto disminuye en los machos, mientras que en las hembras el Cd tiende a aumentar con el tamaño. En cuanto a estudios realizados en peces, se tienen los efectuados en lagunas interiores del valle de Culiacán, Sin., donde se evaluaron los niveles de metales en músculo, branquias y vísceras de *Mugil curema* y *Tilapia mossambica* (Izaguirre et al., 1992). En el valle de Mexicali, B.C. Gutiérrez-Galindo et al. (1989) determinaron las concentraciones de Zn, Cu, Cr, Mn, Cd y Al en *Tilapia* sp. y carpa (*Cyprinus carpio*). Se presentaron los siguientes órdenes de bioacumulación: tilapia Zn>Mn>Cu>Cr>Ag; y carpa Zn>Mn>Cu.

En los últimos veinte años, se han emprendido numerosos estudios para evaluar el efecto de las aguas residuales domésticas e industriales sobre el medio marino en latitudes templadas, en particular en especies representativas que habitan los ambientes sujetos al aporte de materiales de desecho. A la fecha se ha encontrado que los niveles de metales pesados (tales como Hg, Pb, Cu, Zn y Cd) encontrados en agua, sedimentos y organismos recolectados en estos sitios son más altos que los registrados para áreas que no reciben aportes directos (Greig y Wenzlooff, 1977; Roth y Hornung, 1977; Amiel y Navrot, 1978; Young et al., 1981; Smith et al., 1981; Talbot y Chegwidde, 1982; Vasilikiotis et al., 1983; Ward et al., 1986). En la costa de Sidney, Australia, Mc Lean et al. (1991) realizaron estudios en *Cheilodactylus fuscus* en tres emisores de aguas residuales que recibieron tratamiento primario, con el fin de determinar las concentraciones de Hg, Cd, As, Se, Pb, Cu, Ni y Zn. Encontraron que los niveles de Hg, As, Zn y Cd fueron significativamente más altos en los organismos recolectados en el área de influencia del emisor que en aquellos recolectados en áreas sin influencia de las descargas. En el área del mar Báltico se realizaron estudios sobre la recolonización de la macrofauna de fondo suave mediante investigaciones en cajas que contenían sedimento que se encontraba en una bahía contaminada por desechos municipales, aceite y metales pesados. Posteriormente, este experimento fue comparado con otro efectuado en una área no contaminada, observándose que el área considerada contaminada presentó menores diversidad, biomasa y abundancia con respecto al sitio de referencia, atribuyendo esto a los efectos tóxicos de los contaminantes (Mattson y Notini, 1985). Canli y Furness (1993) realizaron estudios sobre la acumulación y distribución de metales pesados en tejidos de la langosta *Nephrops*

norvegicus expuesta a diferentes concentraciones subletales de metales (Hg orgánico e inorgánico, Cu, Cd, Pb y Zn) disueltos en agua de mar sobre períodos de tiempo prolongados, considerando la influencia del sexo y del tamaño. Encontraron las más altas concentraciones de Hg orgánico e inorgánico en las branquias, de Cd en el hepatopáncreas y de Pb en las branquias y en el caparazón.

En el área de estudio Green-Ruiz (2000), realizó una investigación sobre metales pesados en sedimentos. En su trabajo concluye que las principales fuentes de metales fueron las aportadas por el emisor, el estero de Urías y las corrientes litorales que transportan material a la zona de estudio. Méndez-Ubach y Páez-Osuna, (1998) determinaron el efecto de la concentración de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, y Zn en el poliqueto *Eurythoe complanata* con respecto al tamaño del cuerpo; encontraron que no existía tal relación para Cu, Mn, Co y Cr, en parte debido a la capacidad de regular estos metales. Alonso et al. (1999) realizaron un trabajo del estado trófico de las aguas costeras influenciadas por el emisor Soto-Jiménez (1998).

III. OBJETIVOS

- a. Determinar la concentración de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Zn, Fe, Mn y Ni) en los sedimentos del fondo y en los sólidos suspendidos del área adyacente al emisor de aguas municipales del Puerto de Mazatlán, en las cuatro estaciones del año.
- b. Evaluar los niveles de concentración de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Zn, Fe, Mn y Ni) en las especies de copépodos dominantes de la familia Acartidae, del molusco bivalvo *Crassostrea iridescens* (ostión de piedra), del crustáceo *Panulirus gracilis* (langosta güera), y del pez *Cynoscion xanthulus* (curvina) en las diferentes estaciones del año.
- c. Identificar los principales órganos y tejidos que bioacumulan los metales estudiados.
- d. Comparar las concentraciones de metales pesados obtenidas de este estudio con las encontradas por otros autores con el fin de diferenciar los efectos sobre el grado de enriquecimiento en organismos asociados a la descarga de efluentes domésticos. Ello

- e. Conocer la variación estacional de la concentración de metales esenciales y no esenciales en diferentes niveles tróficos de la cadena alimenticia de un ecosistema influenciado por efluentes municipales de una localidad subtropical.
- f. Establecer las relaciones existentes entre las concentraciones bioacumuladas de los metales en organismos representativos del área de estudio y los niveles de cada metal en los sólidos suspendidos, en la columna de agua y en sedimentos del fondo.

IV. AREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la región adyacente al sur de la bahía de Mazatlán, Sinaloa, localizada en la costa norte del Pacífico Mexicano, entre los 23°10'36'' y 23°13'00'' de latitud Norte y los 106°20'00'' y 106°25'35'' de longitud Oeste. Las tomas de las muestras se efectuaron en la porción sur de la bahía de Mazatlán en un área de aproximadamente 4 km² (Figura 1) directamente influenciada por el aporte de las aguas residuales del emisor submarino.

La región posee un clima cálido subhúmedo con temperaturas que oscilan entre 24° y 34°C y lluvias en verano con una precipitación media anual de 800.3 mm (García, 1973). Durante los meses de septiembre a octubre la zona se ve afectada por la presencia de ciclones que tienen origen en el Pacífico nororiental. La bahía presenta un intervalo de salinidad entre 25.8-38.4 ppm. La velocidad de corriente superficial varía entre 0.1 y 2.5 m/s con valores medios de 0.55 y 0.28 m/s para el otoño y el invierno, respectivamente (Alvarez-León, 1980). Los vientos predominantes provienen del NW y únicamente de junio a septiembre soplan vientos del SW. La zona de estudio presenta ritmos de marea mixta semidiurna (Secretaría de Marina, 1974).

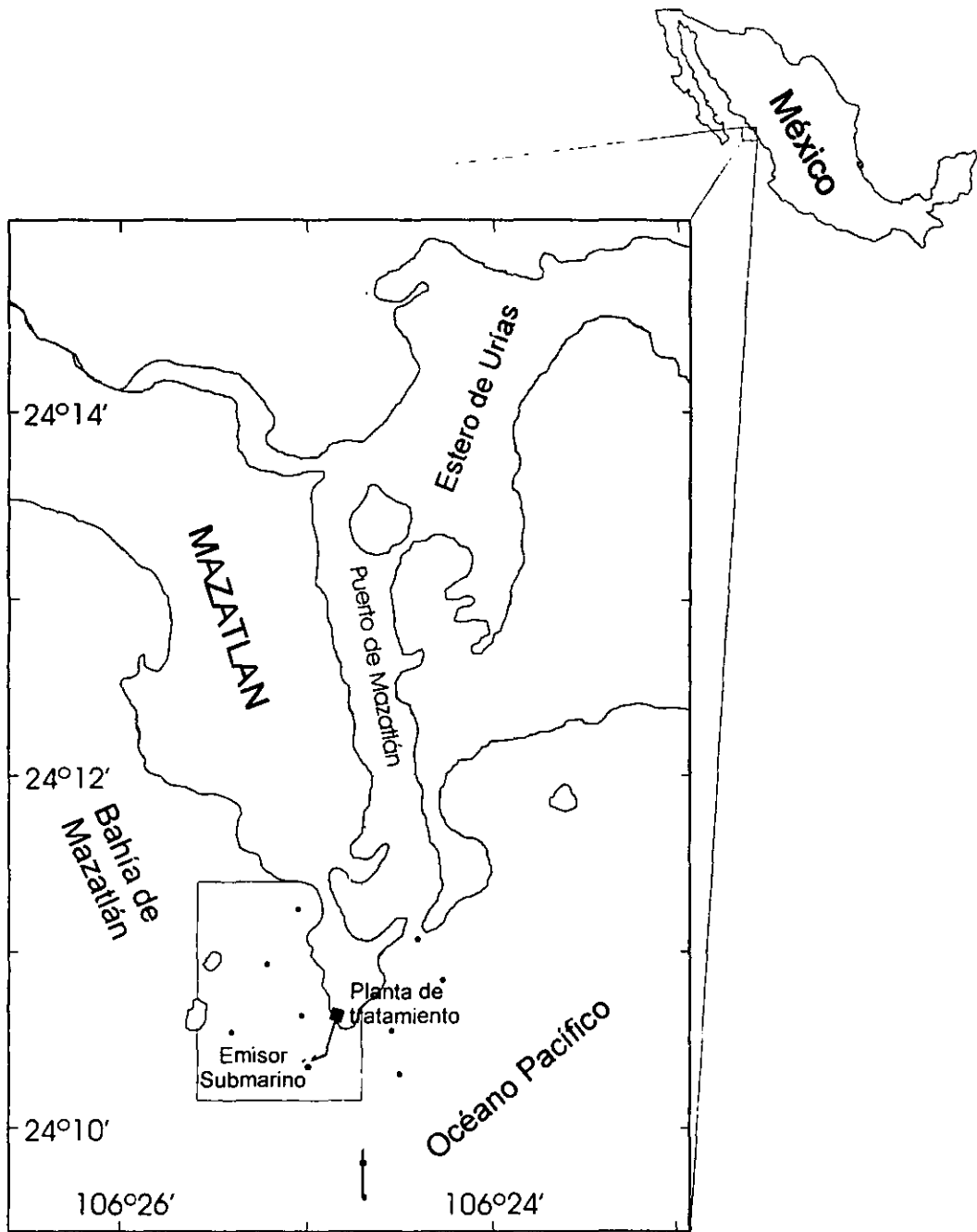


Fig. 1. Localización del área de estudio influenciada por la descarga de emisor submarino en la bahía de Mazatlán. En el recuadro se delimita la zona elegida para este estudio. Los puntos indicados son las estaciones de muestreo correspondientes a los sedimentos superficiales.

El puerto de Mazatlán tiene una economía basada en el turismo, la pesca, el procesamiento de productos pesqueros y, en menor proporción, en la industria naval. Cuenta con una población cercana a los 360,000 habitantes (INEGI, 1995) la cual puede incrementarse en un 20% (70,000 personas) durante las épocas de mayor afluencia del turismo. Según los registros de Schafer (1984) y Gutiérrez-Galindo et al. (1994) entre 1971 y 1988 en el sur del golfo de California se vertieron aguas residuales con una carga de sólidos suspendidos de 162,000 toneladas en promedio al año, los cuales transportaron importantes cantidades de metales (14,291 toneladas de Zn; 6451 de Cu; 6047 de Cr; 3767 de Ni; y 599.0 de Cd). De acuerdo con Osuna-López et al. (1997) en el período de 1985 a 1995 la zona costera y las aguas interiores del puerto de Mazatlán recibieron un promedio anual de 22 millones de m³ de aguas residuales y 58,400 m³ de lodos municipales, a través de la planta de tratamiento primario Mazatlán I y del emisor submarino (700 m de longitud), que vierte sus desechos en la isobata de los 20 m. De acuerdo con Alonso-Rodríguez et al. (1999) la planta de tratamiento primario vierte de 1500 a 2000 l/s sin tratar o parcialmente tratado.

V. METODOLOGIA

Los metales pesados Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn y Zn fueron seleccionados para este estudio por su importancia como micronutrientes en diferentes procesos bioquímicos en organismos (plantas o animales) y por su potencial efecto tóxico (Davies, 1981). Estos metales, además, son encontrados comúnmente en los diversos materiales de desecho doméstico, industrial e inclusive en la agricultura. Las especies estudiadas fueron *Acartia tonsa* y *A. lilljeborgii*, (Copépodos) *Crassostrea iridescens* (molusco), *Panulirus gracilis* (crustáceo) y *Cynoscion xanthulus* (pez). En la langosta y en el pez se determinó la concentración de metales en sus diferentes órganos, en moluscos en su tejido blando o somático incluyendo su sistema digestivo, y los copépodos se analizaron enteros.

V.1. Muestreo de zooplancton y sólidos suspendidos > 475 μm

La recolección de muestras se efectuó de noviembre de 1995 a agosto de 1996. Se realizaron cuatro muestreos en cada estación del año con duración de 1 día cada uno, preferentemente en la primera semana en que iniciaba la estación. El muestreo de zooplancton, y las muestras de sólidos suspendidos se tomaron con una red de luz de malla de 475 μm , haciendo arrastres de 15 min en un área <200 m^2 en torno al punto de descarga. Las muestras se vaciaron en frascos de plástico con capacidad de 1 litro. El zooplancton se recolectó con una red cónica (Fraser, 1968) con malla de 475 micras. Se realizaron dos arrastres de 15 min en la estación de muestreo y las muestras se colocaron con agua de mar en frascos de plástico (1 litro de capacidad).

V.2. Muestreo de organismos

La recolección de los moluscos se realizó mediante la técnica de buceo libre. Los ostiones recolectados en la zona del emisor se enjuagaron con agua de mar del mismo lugar y se transportaron en contenedores de plástico limpios. Los crustáceos y los peces se recolectaron empleando el modo de pesca artesanal común entre los pescadores de la localidad que consiste en chinchorros con luz de malla de 3.8 cm (1.5") para los crustáceos y de 5 cm para los peces. Las langostas y peces capturados se enjuagaron con agua de mar del mismo lugar. Fueron colocados en bolsas de polietileno y almacenados en una hielera para ser transportadas al laboratorio. Todos los recipientes y materiales empleados durante los muestreos y para el trabajo en el laboratorio fueron lavados previamente con ácido nítrico 2M y ácido clorhídrico 2M (Moody y Lindstrom, 1977).

V.3. Descripción taxonómica y biológica de los organismos estudiados

En la Tabla 1 se presenta un resumen de la clasificación taxonómica de las especies estudiadas. Los copépodos, representativos del zooplancton, son pequeños crustáceos y la mayoría de ellos son marinos. Los copépodos planctónicos por su diversidad y hábitos

alimenticios les permiten ocupar los niveles tróficos de herbívoros, omnívoros y carnívoros, considerándose el primer nexa entre el fitoplancton y los niveles tróficos superiores de muchas cadenas tróficas marinas (Ruppert y Barnes, 1996). Son filtradores y tienen una amplia gama de hábitos alimentarios según donde habitan y se desarrollan. Los de hábitat planctónico son principalmente suspensívoros, y sus segundas maxilas están modificadas para la captura del alimento. El fitoplancton constituye la parte principal de la dieta de la mayoría de las especies suspensívoras, pero algunas dependen en gran medida de las partículas de detritos. Existen algunos que son omnívoros y otros estrictamente depredadores (Ruppert y Barnes, 1996).

Tabla 1. Posición sistemática de las especies estudiadas.

	Copépodos	Copépodos	Moluscos	Crustáceos	Peces
Reino	Animal	Animal	Animal	Animal	Animal
Phylum	Arthropoda	Arthropoda	Mollusca	Arthropoda	
Clase	Crustacea	Crustacea	Lamellibranchiata	Crustacea	Osteichthys
Orden	Calanoida	Calanoida	Filibranchia	Decapoda	Perciformes
Familia	Acartidae	Acartidae	Ostreidae	Palinuridae	Sciaenidae
Género	<i>Acartia</i>	<i>Acartia</i>	<i>Crassostrea</i>	<i>Pamulirus</i>	<i>Cynoscion</i>
Especie	<i>lilljeborgii</i>	<i>tonsa</i>	<i>iridescens</i>	<i>gracilis</i>	<i>xanthulus</i>

Crassostrea iridescens conocido como el “ostión de piedra” comúnmente, se seleccionó como organismo representativo de los moluscos. Se encuentra distribuido geográficamente desde el golfo de California hasta del norte de Perú, vive fijo a un sustrato expuesto al oleaje por debajo de la zona de mareas a lo largo de las costas rocosas. Se alimentan de pequeños organismos como protozoarios y diatomeas por medio de filtración (Arredondo et al., 1988).

Del grupo de los crustáceos se seleccionó a la “langosta güera o langosta verde” (*Panulirus gracilis*) que se encuentra distribuida en las costas del Pacífico mexicano hasta Perú. También ha sido registrada en el golfo de California, y en bahía Magdalena en Baja California Sur (Gracia y Kensler, 1980). Habita en zonas arenosas con cascajo (piedras pequeñas). Son nocturnos y permanecen ocultas durante el día en oquedades para protegerse de sus enemigos naturales. Son omnívoras y a menudo adoptan el hábito carroñero, aunque generalmente prefieren el alimento fresco al material muerto. La época de reproducción para *P. gracilis* se lleva a cabo por un período de 10 meses (mayo-diciembre). Las hembras desovan por lo menos dos veces al año. En los meses de noviembre y diciembre *P. gracilis* se mueve hacia la costa, constituyendo lo que los pescadores llaman “la arribazón”, en la que se acercan a la costa a finales de invierno y durante la primavera (Gracia y Kensler, 1980). Se trata de un organismo que habita la costa temporalmente (i.e., es semisedentario).

Se seleccionó como especie representativa de los peces el pez conocido como la “curvina de aletas amarillas” (*Cynoscion xanthulus*), una especie de interés comercial en la región que se destina para consumo humano, al igual que los ostiones y la especie de langostas mencionado. *Cynoscion xanthulus* habita en bahías, lagunas costeras y estuarios de las zonas tropicales del Pacífico (Ruiz, 1978). El desove de estos peces se realiza en aguas someras, en los esteros y lagunas costeras. Son carnívoros y se alimentan de pequeños peces, camarones, jaibas y otros crustáceos. Comúnmente emigra a otro lugar para buscar alimento. Las curvinas son especies pelágicas que viven en aguas poco profundas, prefiriendo las zonas de cuencas de bahía (Baja California, México hasta Perú) (Sánchez et al., 1984).

V.4. Manejo de las muestras en el laboratorio

Sólidos suspendidos

En el laboratorio las muestras de lodos se secaron en una estufa a una temperatura de 70 a 80°C de inmediato al muestreo. Este material corresponde a la fracción no sedimentable de la carga de sólidos vertidos a través del emisor submarino, constituida básicamente por materia orgánica flotante con altos niveles de grasas.

Zooplankton

Los copépodos pertenecientes a la familia Acartidae fueron separados utilizando un microscopio estereoscópico. Se secaron en una estufa a una temperatura de 70-80°C para su posterior análisis. El manejo en el laboratorio se efectuó de acuerdo con el procedimiento de identificación y muestreo del PNUMA (PNUMA, 1983; Benhard, 1976).

Moluscos

Los ostiones se sometieron a un proceso de depuración durante 48 horas en agua de mar con suministro de aire con el fin de reducir el contenido de materiales en el tracto digestivo. Se analizaron 30 individuos con un tamaño de longitud similar (6-7 cm de longitud) y se les separó su concha para aislar el tejido somático el cual incluye las glándulas digestivas. Las conchas fueron lavadas para eliminar impurezas y evitar la contaminación de la muestra al abrirla, se enjuagaron con agua destilada, se midieron. Posteriormente se pesó la muestra conjunta (todo el músculo blando) de los treinta individuos y se secaron en estufa a una temperatura de 70 a 80°C (Szefer et al., 1999).

Crustáceos

Las langostas se almacenaron a -20 °C por un período no mayor a dos semanas hasta su análisis siguiendo los procedimientos del PNUMA (PNUMA; 1983; Bernhard, 1976). Se formaron dos grupos (machos y hembras) con tres organismos con peso y talla similares. Se realizó la medición de la longitud cefalotorácica (LC) que va desde el margen anterior

entre las espinas rostrales, hasta el margen posterior del cefalotórax. Asimismo, se midió la longitud total (LT) que es la distancia entre el margen anterior, entre las espinas rostrales y el margen posterior del telson. Se formaron dos grupos en cada estación del año, un grupo de hembras y uno de machos con un peso medio de 340.0 g y 350.0 g, respectivamente, y una longitud media del cefalotórax de 7.0 cm y 7.4 cm respectivamente. Una vez formado cada grupo (con 3-5 individuos), se realizó la disección y la separación de los siguientes tejidos: músculo, exoesqueleto, hepatopáncreas, hemolinfa, gónadas, branquias y vísceras. Para la disección se empleó un cuchillo de acero inoxidable con mango de plástico. Se obtuvo la relación en peso de cada órgano y tejido separados con respecto al peso total. Posteriormente se pesó la muestra conjunta de órganos y tejidos y se secaron a 70 – 80 °C (Páez-Osuna et al., 1995b).

Peces

En el laboratorio se hizo la identificación taxonómica de los organismos y se obtuvieron los datos relativos a su peso y talla. Se seleccionó organismos de *Cynoscion xanthulus* de peso similar para formar un solo grupo de 3 individuos. Posteriormente se disectaron y separaron el músculo y las branquias de acuerdo a las recomendaciones dadas por el manual UNEP/FAO/IAEA (1982). Las muestras de músculo fueron tomadas de la parte superior a la línea lateral. Se obtuvo la relación en peso de cada parte separada con respecto al peso total, se pesó la muestra conjunta de los órganos y tejidos y se secó a 70 - 80°C.

V.5. Análisis químicos de las muestras

Las muestras secas se molieron en mortero con pistilo de teflón y se tamizaron en una malla de nylon de 250 µ. Cada muestra molida y homogeneizada se dividió en tres alícuotas de peso conocido (para los peces, ostiones y langostas se tomó 1g de muestra, para los sólidos 0.5g y <0.05mg para los copépodos). Las muestras se colocaron en vasos de precipitado y se les añadió volúmenes conocidos de estándares de metales que van de 1, 2 y hasta 4 veces la cantidad esperada de cada metal (Miller y Miller, 1988). Posteriormente, las muestras fueron digeridas en baño de arena con ácido nítrico concentrado, destilado y de alta pureza

a una temperatura de 90 - 110°C hasta sequedad. La muestra digerida y seca se pasó a tubos de centrifugación de polipropileno con ácido nítrico 1 M y se centrifugó a 3500 rpm por 10-15 min. El sobrenadante se recuperó en frascos de plástico y se aforó a volúmenes conocidos. Posteriormente, en los extractos de la digestión de cada muestra, se determinó la concentración de los metales pesados seleccionados usando un espectrofotómetro de absorción atómica Shimadzu AA-630.

Para determinar la exactitud del método se analizó un material de referencia que consistió en un homogeneizado de *Penaeus duorarum* (MA-A-3/TM) proporcionado por la Agencia Internacional de Energía Atómica (1987). La precisión se determinó mediante el análisis por quintuplicados de un mismo tejido; los resultados se presentan en la Tabla 2. Se calcularon los límites de detección instrumental para cada metal mediante el análisis repetitivo de una muestra (10 lecturas).

Tabla 2. Resultados de los análisis del contenido de metales pesados en una muestra de crustáceo (*P. duorarum*) certificada por la Agencia Internacional de Energía Atómica (1987).

Metal	Conc. Establecida ($\mu\text{g/g}$)	Intervalo de confianza en $\mu\text{g/g}$ ($\alpha=0.05$)	Concentración encontrada en $\mu\text{g/g}$ ($n=5$) $\pm\sigma$	Coficiente de variación (%)
Cd	0.63	0.56-0.70	0.99 \pm 0.12	12.1
Cr	1.11	0.75-1.47	0.57 \pm 0.34	59.0
Cu	22.0	21.3-22.7	24.7 \pm 3.1	12.5
Fe	55.9	52.6-59.2	54.5 \pm 5.42	9.9
Mn	4.03	3.74-4.32	4.06 \pm 0.39	9.6
Ni	1.5	0.95-2.05	2.3 \pm 0.41	17.8
Zn	65.7	63.2-68.2	88.2 \pm 24.1	27.3

Posteriormente estos datos se analizaron estadísticamente para establecer los límites de detección. Los límites de detección en $\mu\text{g/g}$ fueron como sigue: Cd 0.2, Cr 0.35, Cu 1.0, Fe

1.0, Mn 0.4, Ni 1.1 y Zn 0.3. En el caso del Cd y del Zn, el método empleado arroja concentraciones sobrestimadas en relación al valor certificado; sin embargo, esto puede ser provocado por la pobre precisión del método a niveles relativamente bajos.

V.6. Análisis estadístico

A los datos obtenidos del análisis de las muestras se les determinó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para calcular la normalidad. Además se calcularon las medias, desviaciones estándares y varianzas mediante los programas Graphpad Prism (Motulsky Harvey, 1997). Adicionalmente se determinó comparación de medias con base a la prueba de t-Student (Miller y Miller, 1988) y un análisis de correlación de Pearson con Excel 97.

VI. RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados de cada uno de los metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn y Zn) en las especies (sólidos suspendidos; copépodos *Acartia tonsa* y *A. lilljeborgii*; ostión *Crassostrea iridescens*; langosta *Panulirus gracilis* y el pez *Cynoscion xanthulus*) y estudiadas se presentan en secciones separadas para una mejor interpretación.

VI.1. Concentración de metales pesados en sólidos suspendidos > 475µm

De los 220.0 mg/l de sólidos suspendidos en promedio contenidos en las aguas residuales, aproximadamente 60.0 mg/l corresponden a material no sedimentable (Metcalf y Eddy, 1996). Este se separa del resto de la carga sólida al ser vertido y se va diluyendo conforme asciende hacia aguas superficiales por diferencias de densidad o cuando es desplazado horizontalmente por las corrientes. Los resultados del contenido de metales encontrados en las diferentes estaciones del año en sólidos suspendidos vertidos por el emisor submarino se muestran en la Fig. 2. Se encontró que los niveles de Ni presentan un máximo de 11.2 µg/g correspondiente a primavera, y un mínimo de 1.4 µg/g para la época de otoño y una media anual de 9.1 µg/g Förstner y Wittmann (1979) encontraron que la concentración media de Ni en sólidos particulados residuales fue de 60.0 µg/g, cinco veces más alta que la máxima

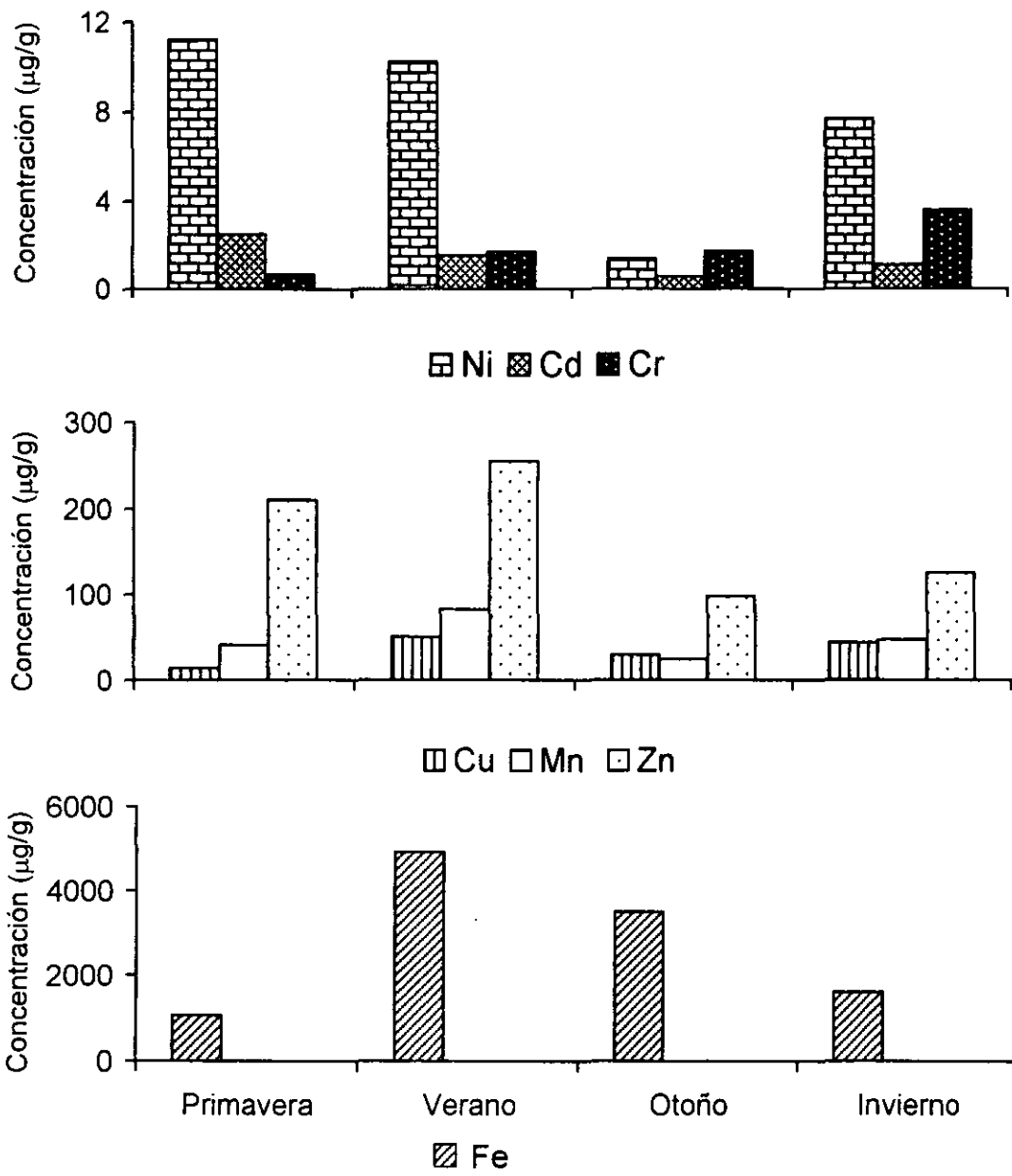


Fig. 2. Variación de la concentración estacional de metales pesados en sólidos suspendidos vertidos por el emisor submarino (µg/g de peso seco).

obtenida en este estudio. Se han encontrado concentraciones medias de este metal de hasta 146.0 µg/g en lodos municipales en aguas dulces (Dubinski et al., 1986).

La concentración máxima de Cd se presentó en primavera con 2.5 µg/g y la mínima en otoño con 0.6 µg/g, con una media anual de 1.4 µg/g. Estos niveles son comparables con los obtenidos en lodos municipales tratados en bioreactores con bacterias *Thiobacillus ferrooxidans* (3.1 a 4.5 µg/g) (Couillard y Mercier, 1990). Los niveles de Cr presentaron un patrón diferente, oscilando desde 1.7 µg/g en primavera hasta alcanzar los 4.3 µg/g en invierno. El Cu varió de 28.6 a 50.1 µg/g; los niveles más bajos se encontraron durante la primavera y los más altos en verano e invierno. Estos valores son relativamente bajos en comparación con los registrados en la literatura (de sólidos suspendidos) que alcanzan concentraciones de 841.0 µg/g y de 433.0 µg/g en ciudades de Canadá y Estados Unidos, respectivamente (Couillard y Mercier, 1990; Dubinski et al., 1986). Estas diferencias se deben principalmente a que el material en este estudio es solo la porción no sedimentable. La porción sedimentable que acarrea la mayor cantidad de finos, y por ende el contenido mayor de metales, no fue analizada. En los estudios anteriormente citados se analizaron los lodos municipales íntegramente. En este sentido, Soto-Jiménez (1998) examinó las concentraciones de varios metales en los sedimentos en un punto ubicado justo en la descarga del mismo emisor encontrando niveles de Cu de 34.4 µg/g.

El contenido de Mn en este estudio varió de 23.6 a 82.7 µg/g con una concentración media de 48.5 µg/g. En la literatura no hay mucha información sobre este metal; sin embargo, como parte de los detergentes es un contaminante comúnmente vertido en los efluentes domésticos. Los niveles de Zn durante el año, presentaron un máximo en verano con 255.0 µg/g y un mínimo en otoño con 98.0 µg/g. En los estudios de lodos municipales realizados en Canadá se encontraron concentraciones de 655.0 a 885.0 µg/g y en Estados Unidos de 882 ± 17 µg/g (Couillard y Mercier, 1990; Dubinski et al., 1986). Estas concentraciones son de tres a seis veces más altas a las obtenidas en el presente estudio, y la explicación es la misma señalada para el caso del Cu. Soto-Jiménez (1998) encontró

niveles de 177.0 $\mu\text{g/g}$ de Zn en sedimentos del área del emisor. El Fe fue el elemento que presentó las concentraciones más altas, con un nivel máximo de 4934 $\mu\text{g/g}$ en verano y mínimo de 1056 $\mu\text{g/g}$ en primavera. El nivel medio anual fue de 2773 $\mu\text{g/g}$. Al igual que con el Mn, existen escasas referencias sobre estudios realizados en lodos municipales pero, de acuerdo con Angino et al. (1970) una de las fuentes de Fe en el mar son los detergentes con enzimas que contienen además Mn, Cr, Co, Zn, Sr, y B.

Osuna-López et al. (1989) estudiaron los metales pesados de la fracción particulada (sólidos suspendidos $>0.45 \mu\text{m}$), en el puerto de Mazatlán. Encontraron las concentraciones siguientes: Cd 0.09; Cr 0.64; Cu 1.16; Fe 1.02; Mn 30.8; Ni 1.07; y Zn 3.99 $\mu\text{g/l}$, las cuales, comparadas con las concentraciones de los sólidos suspendidos del emisor, son menores que los anteriormente citados, esto se debe a que la zona del antepuerto recibe parte de los desechos de las plantas atuneras, del rastro, de los astilleros y aguas no tratadas del Estero el Infiernillo, los cuales al llegar al mar son diluidos y por tal razón se explica que las concentraciones de metales registradas para el emisor sean menores.

Hacer una comparación de los niveles de metales con otras regiones costeras resulta difícil por las diferencias que existen en la hidrografía, las cuestiones analíticas y los muestreos; sin embargo, dichas comparaciones nos permiten establecer el grado de contaminación que presenta un cuerpo de agua en particular. La tabla 3, presenta los niveles de metales pesados medidos en diferentes regiones y en el área de estudio. Se observa que, comparativamente, las concentraciones de todos los metales del emisor son menores a las de otras áreas probablemente como resultado de la dilución en el mar abierto.

Como se mencionó anteriormente, es difícil comparar los niveles de metales encontrados en este estudio con otros presentados en la literatura debido a que la mayoría analiza sólidos totales, por lo que los niveles obtenidos en la porción analizada son bajos comparativamente con la carga sólida total. Sin embargo, la importancia de estudiar este material radica en su facilidad para ser incorporado a la cadena alimenticia. Este material

permanece tiempos relativamente altos en suspensión en la columna de agua y por su carácter predominantemente orgánico tiene una probabilidad muy alta de ser consumido por organismos. En el aprovechamiento de los nutrientes incluidos en este material, de igual manera que con el detritus marino, se introducen, asimismo cantidades potencialmente tóxicas de metales pesados.

Tabla 3. Concentración de metales($\mu\text{g/l}$) en la fracción particulada de diferentes regiones costeras.

Area	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Estuario Hudson, USA ¹	0.03	-	2.4	160	1.8	0.4	1.6
Puget Sound, USA ²	-	0.14	0.11	45	1.8	0.09	0.18
Bahía Blanca, Arg. ³	1.4	-	1	-	-	-	34.4
Lag. de Términos, Mex. ⁴	0.26	-	2.9	1128	31.7	2	-
Mazatlán, Mex. ⁵	0.09	0.64	1.46	1.02	30.8	1.07	4
Este estudio	8.8×10^{-5}	2.2×10^4	19.2×10^4	0.17	3.2×10^3	5.6×10^4	10.7×10^3

¹Klinkhammer y Bender (1981); ²Feely et al. (1986); ³Villa y Pucci (1987); ⁴Páez-Osuna et al. (1987 a,b); ⁵Osuna-López et al. (1989). - (no reportado)

VI.2. Concentración de metales pesados en los copépodos *Acartia tonsa* y *A. lilljeborgii*

La Fig. 3 presenta los niveles encontrados para cada metal en las diferentes estaciones del año. En el caso del otoño, sólo se lograron cuantificar las concentraciones de Fe, Cu, Cd, Ni, y Mn. La concentración media de Fe fue de $610.0 \mu\text{g/g}$, más elevada que en el caso del resto de los metales determinados. La concentración máxima de Fe se presentó en otoño ($1283 \mu\text{g/g}$) y la mínima en verano ($138.0 \mu\text{g/g}$). Las altas concentraciones encontradas en las diferentes épocas del año pueden estar relacionadas con el consumo de Fe que se encuentra en el material particulado y, esto dificulta su asimilación para este elemento esencial, (Fowler, 1977). Horowitz y Presley (1977) en un estudio de zooplancton donde el 80% de la muestra eran copépodos registraron intervalos de $105.0 \mu\text{g/g}$ hasta $1512 \mu\text{g/g}$ (Tabla 4); atribuyen estas diferencias a variaciones biológicas, condiciones físicas tal como

la profundidad y a la distancia entre los periodos de muestreo. Boothe y Knauer (1972) registraron altas concentraciones de Fe en heces de cangrejos atribuidos a su alimento.

El Zn y Cu presentaron niveles medios de 89.8 $\mu\text{g/g}$ y 33.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente, en los copépodos. Horowitz et al. (1977) registraron concentraciones más altas (Zn 26.5-160.0 $\mu\text{g/g}$; Cu 2.7-61 $\mu\text{g/g}$) que las encontradas en los copépodos de este trabajo (Zn 25.0-144.0 $\mu\text{g/g}$, Cu 4.5-22.6 $\mu\text{g/g}$). Con relación al Mn, se obtuvo una concentración media anual de 13.4 $\mu\text{g/g}$ en el intervalo de 4.3 a 22.6 $\mu\text{g/g}$, menores a los niveles naturales. Fowler (1977) y Horowitz et al. (1977) registraron niveles de Mn de 8.1 $\mu\text{g/g}$ y de 18.0 $\mu\text{g/g}$ (intervalo de 9.0 $\mu\text{g/g}$ a 86.0 $\mu\text{g/g}$), respectivamente. Por su parte, Martin y Knauer (1973) registraron valores inferiores a los de este trabajo (2.0 $\mu\text{g/g}$) (Tabla 4).

La concentración de Ni osciló entre 4.5 y 15.0 $\mu\text{g/g}$ con una media de 10.0 $\mu\text{g/g}$. Estos niveles son comparables con los de 2.8 a 8.0 $\mu\text{g/g}$ reportados por Horowitz et al. (1977). El nivel medio de Cd es 3.8 $\mu\text{g/g}$ y oscila entre 2.4 y 5.3 $\mu\text{g/g}$. De acuerdo con Leland et al. (1977) los niveles naturales varían de 0.9 a 5.3 $\mu\text{g/g}$. Schulz-Baldes (1992) obtuvo niveles de 8.5 $\mu\text{g/g}$ para este metal en copépodos recolectados en el Atlántico. Los resultados en este trabajo se encuentran dentro de estos límites. Los niveles de Cr se presentaron por debajo del límite de detección en todas las estaciones del año, por lo que podemos señalar que las concentraciones encontradas para los copépodos que viven cerca del emisor están dentro de los límites considerados naturales.

El Fe, Cu, Mn, Cd y Zn presentan los niveles más bajos en la época de verano e invierno y los más altos en primavera y otoño, en tanto que el Ni presenta los niveles menores en otoño e invierno y los mayores en primavera y verano. Con relación a los sedimentos suspendidos, no se observa un mismo patrón de variación que pudiera sugerir una relación directa. Lo anterior indica que estos metales son ingeridos por los organismos de una misma fuente que varía estacionalmente, o bien que los requerimientos de estos elementos esenciales varían a lo largo del año.

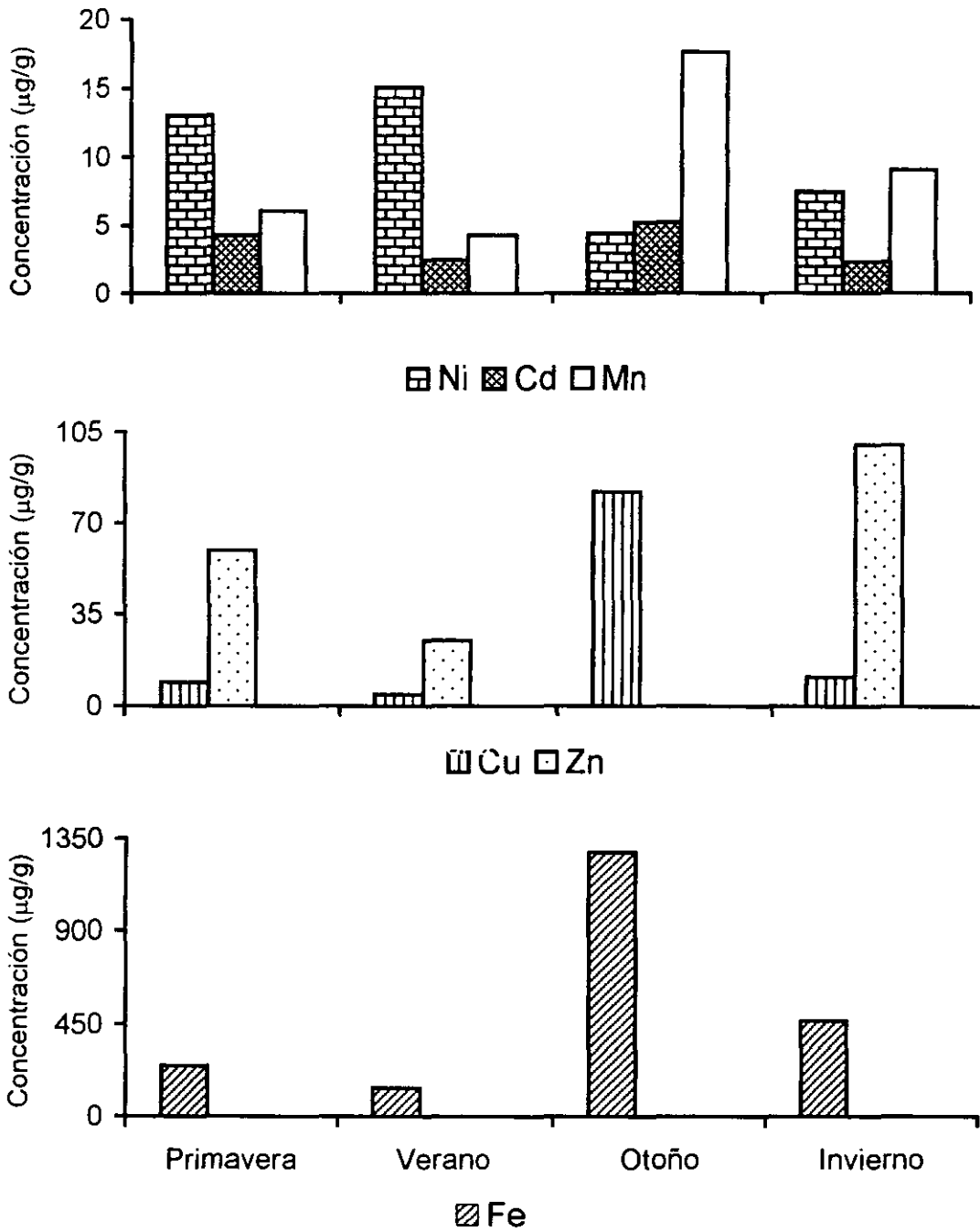


Fig. 3. Concentración ($\mu\text{g/g}$ en peso seco) de metales pesados en las diferentes estaciones del año en dos especies de copépodos (*Acartia lilljeborgii* y *A. tonsa*) recolectados en el área influenciada por el emisor submarino de Mazatlán.

Tabla 4. Comparación de los niveles de concentración de metales pesados medidos en representantes de la clase Copepoda en diferentes lugares del mundo ($\mu\text{g/g}$ peso seco).

Especie	Ni	Fe	Cd	Cu	Mn	Cr	Zn	Area
<i>Anomalocera patersoni</i>	-	-	1.51	41.93	-	2.12	-	Mónaco, Mediterráneo ¹
<i>Clausocalanus</i> spp.	-	-	nd	nd	-	2.1	-	Bahía Roquebrune, Mediterráneo ²
<i>Paracalanus</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Acartia clausi</i>	-	-	nd	nd	-	1.5	-	Bahía Roquebrune, Mediterráneo ²
Mezcla de especies de Copépodos	-	-	0.9-3.1	9.16	-	nd	-	Océano Atlántico ³
Zooplankton Copépodos	-	-	0.4-4.8	9.0-22.0	-	nd	-	Monterrey, USA, Océano Pacífico ⁴
Microplancton (copépodos, fitoplancton, detritus y chaetognatos)	-	-	2.1	39	-	4.9	-	Mar Mediterráneo ⁵
Copépodos	-	-	-	10.1-16.5	-	-	-	Mediterráneo ⁶
<i>Anomalocera patersoni</i>	-	-	-	8.6-19.3	-	-	-	Mediterráneo ⁶
Copépodos	-	-	8.5	14.4	-	-	-	Atlántico Medio ⁷
Copépodos	-	75-78	2.8-5	3.4-3.7	-	-	60-75	Artico ⁸
<i>Labidocera acutifrons</i>	-	-	9.8	-	-	-	-	Atlántico ⁹
<i>Undinula vulgaris</i> y <i>Pleuromamma xiphias</i>	126	3600	-	123	83	-	1285	Puerto Rico ¹⁰
Copépodos	2.8-8	105-1512	0.86-5.25	2.7-61	9.0-86	1.8-10.1	26.5-160	Sur de Texas, USA ¹¹
Copépodos	10.03	610.21	3.83	33.03	13.42	nd	89.76	Mazatlán, México ¹²
Copépodos	4.47-15	138-1283	2.52-5.26	4.5-82.11	4.3-22.6	nd	25-144.2	Mazatlán, México ¹²

nd (no detectado); - (no reportado)

¹olikarpov et al. (1979); ²Fukai y Broquet 1965; ³Windom 1972; ⁴Fukai y Broquet 1965; ⁵Fowler 1977; ⁶Krishnaswami et al. (1985);

⁷Schulz-Baldes (1992); ⁸Bohn y Mc Elroy (1976); ⁹Leatherland et al. (1973); ¹⁰Martin (1970); ¹¹Horowitz y Presley (1977); ¹²Este estudio.

Los resultados obtenidos para los copépodos en este estudio son comparados con otros investigaciones (Tabla 4). Se observa que las concentraciones de Fe y Ni son ligeramente mayores a los niveles registrados para otras especies de copépodos a excepción de aquellas medidas en especies capturadas en Puerto Rico (*Undimula vulgaris* y *Pleuromamma xiphias*) que presentan concentraciones de Ni, Fe, Mn, Zn, y Cu, más altos que todas las especies, incluyendo las del emisor. Cabe señalar que los datos de la Tabla 4 corresponden a copépodos de diferentes especies a las de este trabajo y además son recolectados en océano abierto, cuyos niveles se consideran estar dentro de los límites registrados para otros copépodos. Por este motivo se puede sugerir que las concentraciones de metales encontradas en este estudio no se consideran ser elevadas y son comparables con las citadas por Horowitz y Presley (1977) y Martin (1970).

VI.3. Concentración de metales pesados en el ostión *Crassostrea iridescens*

Los niveles de los metales medidos en el músculo de *C. iridescens* en las diferentes estaciones del año se muestran en la Fig. 4. La concentración media anual encontrada para Fe es de 2559 $\mu\text{g/g}$, con un máximo en otoño (4148 $\mu\text{g/g}$) y un mínimo en primavera (1237 $\mu\text{g/g}$). Los niveles encontrados en verano e invierno son similares. Estudios realizados por Páez-Osuna et al. (1995a) en esta misma especie, pero en un área menos influenciada por descargas antropogénicas, muestran concentraciones de 120.0 $\mu\text{g/g}$. En *C. corteziensis* proveniente de áreas contaminadas por desechos agrícolas se encontraron niveles medios de 139.0 $\mu\text{g/g}$ (Páez-Osuna et al., 1993a). Ambos valores se encuentran muy por debajo de la concentración media obtenida en este estudio.

El contenido de Zn varió entre 370.0 $\mu\text{g/g}$ en otoño y 1905 $\mu\text{g/g}$ en verano, con una media anual de 1161 $\mu\text{g/g}$. El nivel medio anual de Cu fue de 86.9 $\mu\text{g/g}$ con mínimos similares en las estaciones de invierno y primavera (42.0 y 45.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) y niveles más elevados en verano (142.0 $\mu\text{g/g}$) y en otoño (119.0 $\mu\text{g/g}$). Hay dos variaciones anuales bien marcadas en el contenido de Cu, en los meses de invierno-primavera y en los de verano-otoño (Fig. 4), con niveles tres veces más altos a los primeros. Estos niveles son similares a

los previamente observados por otros autores en *C. corteziensis* (Páez-Osuna et al., 1988; Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990a; Ruelas-Inzunza et al., 2000) y son mayores a los niveles encontrados para *C. iridescens* por Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas (1990b) y por Páez et al. (1995a).

El contenido medio estacional de Mn encontrado en *C. iridescens* es de 18.8 µg/g, con un nivel mínimo en primavera de 11.3 µg/g y un máximo en verano de 29.5 µg/g. Los niveles encontrados en los meses de otoño e invierno (Fig. 4) son similares entre sí y en menor grado los de primavera, lo cual indica que durante la mayor parte del año el nivel de este elemento se mantiene relativamente constante. El cambio importante se observa en verano, en que el contenido de Mn casi se duplicó. Esto ha sido explicado por Páez-Osuna et al. (1995a) y por Frías Espericueta et al. (1991) con la misma especie, donde observaron que la variación gonadal afecta la concentración de Mn asociada con el tejido blando. Los niveles de Ni oscilaron entre 1.9 y 9.4 µg/g, con una media anual de 5.4 µg/g. Hay un incremento gradual en el contenido de Ni desde los meses de primavera hasta alcanzar su máximo en el invierno. El contenido de Cd en las distintas épocas del año se mantuvo prácticamente constante con un valor medio de 2.3 µg/g, presentando una ligera disminución en verano con niveles de 1.8 µg/g. La relativa similitud en el contenido del Cd a lo largo del año podría estar relacionada con la poca o nula variación en el aporte del mismo en el ambiente donde habitan los organismos estudiados. La concentración media de Cr fue 0.8 µg/g, durante la época de primavera no se detectaron niveles de este metal y en las siguientes estaciones las concentraciones van aumentando hasta alcanzar el valor máximo en invierno (1.3 µg/g). Michel y Zengel (1988) realizaron un estudio en ostiones *C. iridescens* recolectados en lugares considerados moderadamente contaminados, los cuales, comparados con los del emisor, son elevados respecto al Zn, los intervalos reportados fueron de 800.0 a 5200 µg/g (peso seco), para Ni 7.0 a 14.0 µg/g, Cu 270.0 a 1300 µg/g, Cr 10.0 a 21.0 µg/g, a excepción del Cd que no se detectaron.

Las concentraciones de Zn, Cu y Mn presentan, en general, una tendencia a incrementar en primavera-verano y a disminuir en otoño-invierno sus valores en las diferentes estaciones

del año. Estos elementos son considerados como esenciales por intervenir en funciones biológicas tales como las reacciones enzimáticas. Por otro lado, el comportamiento de los niveles de Cr, Ni y Cd fueron distintos a los anteriores; tales elementos se consideran no esenciales o con funciones biológicas no conocidas (Villareal-Treviño et al., 1986; Kress et al., 1998).

En resumen, las concentraciones de los diferentes metales estudiados en *C. iridescens* presentan el siguiente orden creciente: Cr < Cd < Ni < Mn < Cu < Zn < Fe. El Fe, que presentó los niveles más altos es considerado esencial para los moluscos, ya que se almacena en proteínas como la ferritina (Simkiss y Mason, 1983) que es usado en diversas funciones celulares como la síntesis de hemoglobina. El Zn y Cu son elementos que también se consideran esenciales, por su importancia biológica, como formadores de metaloenzimas (Brinster et al., 1982). Un gran número de moluscos marinos, incluyendo los ostiones, contienen grandes concentraciones de Zn que pueden ser de varios órdenes de magnitud mayores a los requeridos para las funciones metabólicas esenciales; esto significa que la acumulación de Zn no está limitada por los procesos metabólicos y es bioacumulado en exceso según las necesidades inmediatas para realizar actividades enzimáticas en el organismo (Pequegnat et al., 1969).

Las concentraciones más altas de la mayoría de los metales (Ni, Fe, Cr, Cd) en *C. iridescens* se presentaron en las épocas de otoño e invierno, lo cual coincide con los últimos meses y la finalización del período de reproducción del organismo (Páez-Osuna et al., 1995a) y se ha observado que el crecimiento gonadal afecta la concentración de metales. El Zn y el Mn presentan sus más altos niveles en verano e invierno y el Cu en verano y otoño. Una explicación que se puede dar de las altas concentraciones de Mn es, que este metal lo utilizan los moluscos para la maduración o desarrollo de las gónadas y para el desove (Galtsof, 1964). Las variaciones estacionales que se presentan en estos organismos pueden deberse al suplemento alimenticio, cambios en el material particulado cuando se presentan abundantes lluvias (Fowler y Oregioni, 1976), al ciclo reproductivo (Latouche y Mix, 1981) o a otros cambios en el organismo durante el año (peso, talla, sexo, época de muestreo, edad, temperatura) (Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990b).

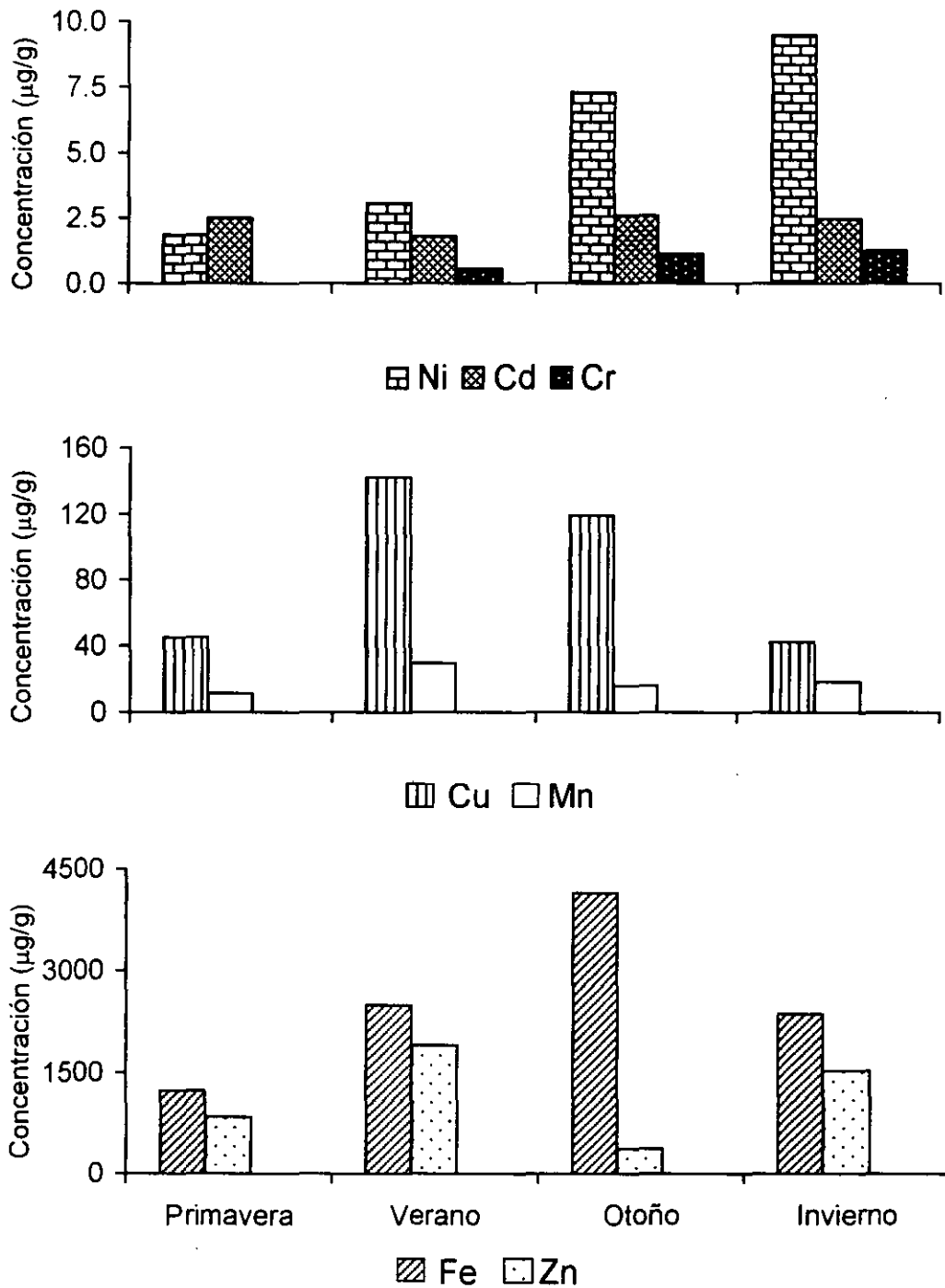


Fig. 4. Concentraciones de metales pesados ($\mu\text{g/g}$ peso seco) medidas en el molusco bivalvo *C. iridescens* en las diferentes estaciones del año.

Los ostiones de la especie aquí estudiada pueden ser considerados moderadamente contaminados en Cu y Zn comparados con otros especímenes provenientes de áreas no contaminada (Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990b). Esto se observa al calcular un factor de enriquecimiento para los datos obtenidos en este trabajo, tomando como referencia los encontrados para un sitio considerado con poca actividad antropogénica cercano al área de estudio. Este factor de enriquecimiento fue calculado como la relación entre la concentración del metal en ostión capturado en el emisor (CE) y la registrada para el área pristina (CP).

Se observa que la concentración de Fe es casi 28 veces más alta en este estudio que en el lugar no contaminado, la de Cu cuatro veces más alta, las de Ni y Zn tres veces más y Mn el doble (Tabla 5). Por otro lado, en el caso del Cd no ocurre un enriquecimiento dado que los niveles encontrados en organismos del sitio de referencia revelan que están expuestos a mayores concentraciones de Cd que los recolectados cerca del emisor. Méndez y Páez-Osuna (1998) encontraron niveles muy elevados de Cd en *Eurithoe complanata* proveniente de un sitio considerado no contaminado.

Tabla 5. Factor de enriquecimiento (FE) en los niveles de concentración ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de *Crassostrea iridescens* asociado a un emisor de aguas municipales; CE, concentración de metales de los ostiones del sitio del emisor; CP, concentración de metales de un sitio no contaminado ($\text{FE} = \text{CE} / \text{CP}$).

Metal	Moluscos del emisor (a)	Moluscos de Playa Cerritos (b)	Factor de enriquecimiento
Ni	5.4	1.7	3.2
Fe	2559.0	93.0	27.5
Cd	2.3	3.6	0.7
Cu	86.9	20.4	4.3
Mn	18.8	9.4	2.0
Cr	1.5		
Zn	1161.0	396	2.9

a. Este estudio; b. Páez y Marmolejo, 1990b

Las concentraciones calculadas en este estudio fueron comparadas con los registrados por otros autores en sitios con poca influencia antropogénica (Tabla 6). Se observa que los siete metales estudiados en moluscos de la misma especie (*C. iridescens*) del emisor presentan niveles más elevados, principalmente Fe, Ni, Zn, Mn y Cu lo que sugiere que los ostiones del emisor están moderadamente contaminados con respecto a los de otros lugares que no reciben desechos antropogénicos. Aunque existen diferencias entre las especies para hacer una comparación en el contenido de metales, los niveles registrados en este estudio son comparables con los de *C. corteziensis* (Páez-Osuna 1998, 1990b, 1991b; Ruelas –Inzunza, 2000) y *C. virginica* (Goldberg et al., 1978), excepto en el caso de los niveles de Fe encontrados en los ostiones del emisor que están por encima de los niveles registrados para todas las especies comparadas (Tabla 6). Adicionalmente, los resultados obtenidos en este estudio fueron comparados con los niveles permitidos para consumo humano por la Legislación de Salud Pública de Australia.

Se observó que para Zn, Cu, Cd y Cr, los niveles obtenidos en este estudio son menores a los señalados como límites permisibles. Las concentraciones en peso húmedo resultantes fueron: Zn 174.0, Cu 13.0, Cr 0.2, Cd 0.4 $\mu\text{g/g}$, mientras que los establecidos por la legislación Australiana son 1000, 70.0, 5.5 y 1.0 $\mu\text{g/g}$ de peso húmedo, respectivamente (Nauen, 1983).

VI.4 Concentración de metales pesados en el pez *Cynoscion xanthulus*

Ha sido ampliamente reconocida la importancia de los peces para la vigilancia de la contaminación marina (Izaguirre-Fierro et al., 1992). Son usados como indicadores de contaminación de las aguas donde habitan (Krogh y Scanes, 1996). Sin embargo, su uso también puede ser criticado debido a los grandes movimientos horizontales y verticales que presentan por lo cual la concentración de metales en sus tejidos sería resultado de la exposición a los metales de diferentes áreas (Phillips, 1977). Se analizaron grupos de esta especie en las estaciones de primavera y verano, en tanto que en otoño e invierno no se tuvo disponibilidad del pez, por lo que no se pudo completar el conjunto de muestras necesarias, para esas dos épocas. Se efectuaron disecciones y análisis del músculo y las branquias.

Tabla 6. Comparación de niveles de concentración de metales pesados para algunas especies del género *Crassostrea* en diferentes lugares del mundo ($\mu\text{g/g}$ peso seco). - no registrado.

Especie	Ni	Fe	Cd	Cu	Mn	Cr	Zn	Area	Referencia
<i>C. corteziensis</i>	2.8	202	0.7	57.2	32.7	-	1443	Mazatlán, México	Páez-Osuna et al., 1988
<i>C. iridescens</i>	1.7	93	3.6	20.4	9.4	-	402	Mazatlán, México	Páez-Osuna et al., 1990
<i>C. corteziensis</i>	1.9	139	3.9	147	13.6	-	727	Ensenada Pabellón, México	Páez-Osuna et al., 1993
<i>C. corteziensis</i>	3.2	860	6.1	27	36	-	426	Estero Camichín, Nayarit	Páez-Osuna et al., 1995
<i>C. gigas</i>	1.6	128	3.7	52	16	-	396	Estuario Knysna, Africa	Watling y Watling, 1976
<i>C. commercialis</i>	0.8	124	3.2	100	-	-	571	Golfo de Tailandia, Tailandia	Phillips y Muttarasin, 1985
<i>C. virginica</i>	2.6	258	5.1	134	13.5	-	1741	Costa del golfo, USA	Goldberg et al., 1978
<i>C. corteziensis</i>	4	181	1.1	55	16.5	-	1328	Mazatlán, México	Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990a
<i>C. corteziensis</i>	2.6	232	10.3	67	7.2	-	509	Laguna Navachiste, Sinaloa	Páez-Osuna et al., 1991b
<i>C. corteziensis</i>	1.9	139	3.9	147	13.6	-	727	Ensenada Pabellón, México	Páez-Osuna et al., 1993
<i>C. palmula</i>	2.3	161	10.3	104	4.8	-	1190	Laguna Navachiste, Sinaloa	Páez-Osuna et al., 1991b
<i>C. iridescens</i>	2.07	120	1.45	24.7	-	-	599	Estuario San Cristobal,	Frías-Espericueta, 1991
<i>C. corteziensis</i>	6.65	193	1.17	323	32.2	-	1459	Mazatlán, México	Ruelas Inzunza et al., 1999
<i>C. iridescens</i>	5.41	2559	2.34	86.93	18.81	0.75	1161	Mazatlán, México	En este estudio

Las concentraciones de los metales estudiados en ambos tejidos para las dos épocas del año (Tabla 7) permiten observar que la concentración de la mayoría de los metales analizados en el músculo de *C. xanthulus*, permanece prácticamente sin cambios en las dos épocas analizadas. En este tejido los niveles de Ni obtenidos oscilaron de 1.0 a 1.3 $\mu\text{g/g}$, Fe 10.0 a 11.0 $\mu\text{g/g}$, Mn 0.4 a 0.5 $\mu\text{g/g}$, Cu 0.6 a 1.1 $\mu\text{g/g}$, y de Zn 18.0 a 20.0 $\mu\text{g/g}$. El contenido de Cr solo se detectó en otoño (0.9 $\mu\text{g/g}$). El Cd solamente presenta variaciones significativas entre ambas épocas del año, con un valor de 0.3 $\mu\text{g/g}$ en primavera, el cual se eleva en el otoño hasta alcanzar un valor de 5.1 $\mu\text{g/g}$. Estudios similares en organismos marinos han mostrado que los niveles registrados de Cd dependen principalmente de los encontrados en el ambiente (Amiard et al., 1987; Heath, 1987; Bryan y Langston, 1992). La poca variación entre las épocas intercaladas revela una escasa variación anual en el contenido de la mayoría de los metales en el músculo.

Tabla 7. Concentración de metales pesados, en diferentes épocas del año, en las branquias y el músculo del pez *Cynoscion xanthulus*.

Tejido-Epoca	Ni	Fe	Cd	Cu	Mn	Cr	Zn
Músculo-Primavera	1.3	11.2	0.3	1.1	0.5	<1.1	18.3
Músculo-Otoño	1.0	10.0	5.1	0.6	0.4	0.9	20.2
Branquias-Primavera	2.2	6583.0	0.5	3.1	21.4	1.7	654.0
Branquias-Otoño	4.4	2881.0	1.0	5.7	32.2	3.1	186.0

En las branquias, por el contrario, los niveles de todos los metales estudiados presentan variaciones estacionales significativas (Fig. 7). En la primavera se observan los niveles más bajos para el Ni (2.2 $\mu\text{g/g}$), Cd (0.5 $\mu\text{g/g}$), Cu (3.1 $\mu\text{g/g}$), Mn (21.4 $\mu\text{g/g}$) y Cr (1.7 $\mu\text{g/g}$); en tanto que los más altos, para el Fe (6583 $\mu\text{g/g}$) y el Zn (654.0 $\mu\text{g/g}$). En el otoño los niveles de la mayoría de los metales se elevaron significativamente, tal es el caso del Ni (4.4 $\mu\text{g/g}$), Cd (1.0 $\mu\text{g/g}$), Cu (5.7 $\mu\text{g/g}$), Mn (32.2 $\mu\text{g/g}$) y Cr (3.1 $\mu\text{g/g}$). Por otro lado, hubo una reducción en el contenido de Fe (2881.0 $\mu\text{g/g}$) y Zn (186.0 $\mu\text{g/g}$); sin embargo, estos niveles son notablemente mayores comparados con los demás metales. Izaguirre-

Fierro et al. (1992) registraron que el Fe y el Zn en los peces *Mugil curema* y *Tilapia mossambica*, ocuparon las concentraciones más altas (Tabla 8), asimismo, en *Capoeta barroisi* de aguas contaminadas, de cinco metales estudiados, el Fe y el Zn presentan las mayores concentraciones (Kargin, 1998), al igual que para *C. xanthulus*.

En la especie estudiada la concentración de los elementos analizados presenta niveles ligeramente más bajos que los registrados por Izaguirre-Fierro et al. (1992) y Kargin (1998). El Cd es la excepción, ya que presenta niveles más altos en el músculo. Asimismo, la mayoría de los metales estudiados presentan niveles más altos en las branquias que en el músculo, lo cual coincide con lo registrado en otros estudios realizados en diferentes especies de peces asociadas a áreas contaminadas (Gutiérrez-Galindo et al., 1989; Izaguirre-Fierro et al., 1992; Kargin, 1998; Chevreuil et al., 1995; Zauke et al., 1999). De acuerdo con Man So et al. (1999) las branquias son un órgano que tiene la misma o mayor importancia que el hígado para la concentración de metales en peces provenientes de ambientes contaminados, lo cual quedó de manifiesto en este estudio. Sin embargo, es importante señalar la posible preferencia de los distintos órganos de diferentes especies de peces para acumular ciertos metales. Las observaciones efectuadas por Kress et al. (1998) indican que los niveles de metales como el Fe, Zn y Mn son significativamente más elevados en peces que están en ambientes con influencia antropogénica; sin embargo, no ocurre lo mismo con los niveles de Cu y Cd, que no son a los que se tienen en un sitio de control, no influenciado por desechos antropogénicos. Esta afinidad que tienen ciertas especies por metales específicos ha sido señalada previamente por Phillips (1977) al referirse a la preferencia de los teleosteos por acumular Hg.

Dado que *C. xanthulus* es utilizada como alimento regional, consideramos necesario evaluar las concentraciones de los elementos detectados empleando como referencia la Legislación Internacional de Salud Pública que indica los niveles máximos permitidos que debe tener un alimento apto para consumo humano. Estos niveles son: Zn 150.0 Cu 30.0, Cr 1.0, Cd 5.5 µg/g peso húmedo (Nauen, 1983). Se observó que todas las concentraciones de los metales estudiados en el tejido comestible (músculo) se encuentran por debajo de los

límites establecidos. Asimismo, se efectuaron comparaciones con los niveles registrados para otras especies de otras regiones del país y del mundo (Tabla 8) observándose que en la especie estudiada solo los niveles de Cd y Cr son significativamente más altas que en otras especies de otros lugares. Los niveles de Ni, Cu y Zn se encuentran dentro del intervalo registrado que oscila entre 0.4-1.7, 0.2-7.0 y 10.0-34.0 µg/g, respectivamente, en tanto que los niveles de Fe y Mn encontrados en este estudio son más bajos a los registrados en otros sitios para otras especies (Tabla 8). En resumen, las concentraciones de los metales analizados presentaron el siguiente orden ascendente en músculo Mn <Cu <Ni <Cr <Cd <Fe <Zn y para branquias fue Cd <Cr <Ni <Cu <Mn <Zn <Fe.

VI. 5 Concentración de metales pesados en la langosta espinosa *Pamulirus gracilis*

Los órganos y tejidos analizados de la langosta *P. gracilis* de la Fig. 5 cuyo peso seco en relación al organismo total es expresado en porcentaje. Las concentraciones medias (µg/g de peso seco) obtenidas de los siete metales analizados se presentan en la tabla 9.

Se observa que los órganos que representaron el mayor porcentaje tanto en hembras como en machos, son el músculo (33.1 y 35.0 %), el exoesqueleto (31.5-33.3%), y el hepatopáncreas (13.7-15.2%). El resto de los órganos como branquias, vísceras, gónadas y hemolinfa, constituyen menos del 20% en peso seco del total del organismo tanto en hembras y machos.

Níquel

Los niveles medios de Ni más bajos para hembras fueron encontrados en el músculo (1.1 µg/g) y los más altos en la hemolinfa (11.3 µg/g) y en el exoesqueleto (11.2 µg/g). Las concentraciones medias más bajas en machos se presentaron en el hepatopáncreas (0.4 µg/g) y las máximas en el exoesqueleto (7.7 µg/g), al igual que en las hembras. Una de las razones por las cuales se presentan altas concentraciones de este metal en el exoesqueleto se debe a la alta capacidad de absorción de Ni por los gránulos de quitina presentes en este órgano (Yoshinari y Subramanian, 1976).

Tabla 8. Comparación de los niveles de concentración de metales pesados medidos en el músculo de peces de algunas especies de diferentes lugares ($\mu\text{g/g}$ peso seco). * peso seco

Peces	Ni	Fe	Cd	Cu	Mn	Cr	Zn	Area	Referencia
<u>Micropogonias furnieri</u>	-	65.4*	-	< 0.21-7.01*	-	-	16*	Cuba	González et al., 1991
<u>Micropogonias furnieri</u>	-	-	-	-	-	-	34.01	Bahía Blanca, Arg.	Marcovecchio et al., 1988
<u>Micropogonias sp.</u>	-	-	-	0.54	0.97	-	10.20	Bahía Sepetiba, Bra.	Pfeiffer et al., 1985
<u>Cynoscion striatus</u>	-	-	-	-	-	-	24.36	Bahía Blanca, Arg.	Marcovecchio et al., 1988
<u>Hippoglossoides ellasodon</u>	-	-	0.16-0.18	1.1-1.6	-	0.70	20.70	Pacífico Noreste	Harding y Goyette, 1989
<u>Microstoma pacificus</u>	-	-	0.15-0.16	0.6-1.6	-	0.60	17-18	Pacífico Noreste	Harding y Goyette, 1989
<u>Mugil curema</u>	1.70	28.00	0.40	5.00	0.50	nd	14.00	Valle de Culiacán, Mex.	Izaguirre et al., 1992
<u>Tilapia mossambica</u>	1.70	37.00	0.40	4.60	6.50	0.50	19.00	Valle de Culiacán, Mex.	Izaguirre et al., 1992
<u>Gadus morhua</u>	0.40*	14.00*	0.25*	1.19*	1.50*	-	14.40*	Mar Báltico	Szefer et al., 1990
<u>Cynoscion xanthulus</u>	1.15*	10.57*	2.72*	0.87*	0.42*	1.25*	19.26*	Mazatlán, Mex.	Este estudio

Los niveles en el músculo de los machos (2.0 µg/g) y de las hembras (1.1 µg/g) son similares a los previamente registrados por Páez-Osuna et al. (1995b) en *P. inflatus* recolectadas en un sitio cercano al área de estudio considerado con ausencia significativa de actividad antropogénica. Resumiendo los niveles medios observados en las cuatro estaciones del año, se puede concluir que el orden decreciente de acumulación de Ni por los diferentes órganos y tejidos en las hembras es: hemolinfa > exoesqueleto > vísceras > branquias > gónadas > hepatopáncreas > músculo. En los machos es: exoesqueleto > vísceras > branquias > hemolinfa > músculo > gónadas > hepatopáncreas.

Las variaciones estacionales del contenido de Ni en los diferentes órganos y tejidos permiten (Fig. 6) observar que las hembras presentan concentraciones más elevadas en la mayoría de los órganos y tejidos que los machos, particularmente en la hemolinfa y en el hepatopáncreas (cuatro y tres veces mayores, respectivamente). Lo anterior indica que podrían existir diferencias en los mecanismos de excreción y acumulación del Ni entre ambos sexos. En relación con las variaciones estacionales, el nivel más alto en las hembras se encontró en la hemolinfa durante la primavera y el más bajo en las gónadas y en el hepatopáncreas donde sólo se detectaron niveles de este metal en invierno. En los machos, la máxima concentración de Ni se presentó en el exoesqueleto en primavera y la mínima en el hepatopáncreas durante primavera y otoño.

Cromo

En algunas épocas del año y en diferentes órganos y tejidos, los niveles de Cr estuvieron por debajo del límite de detección (<0.3 µg/g). Tal es el caso del hepatopáncreas y de la hemolinfa en hembras, y del músculo, las gónadas y la hemolinfa en los machos que sólo en una o dos estaciones fue posible determinar sus concentraciones. En la Fig. 7 se muestra la variación estacional del Cr en los diferentes órganos y tejidos para hembras y machos. Los niveles máximos por época del año se presentaron en el exoesqueleto para hembras con 14.9 µg/g en primavera y en machos con 11.1 µg/g en invierno. Los valores mínimos en hembras se registraron en las vísceras con 0.6 µg/g en primavera y de los machos en el

hepatopáncreas con 0.4 µg/g durante el otoño. Se observan diferencias marcadas en el comportamiento estacional del Cr que disminuye en el exoesqueleto de las hembras de primavera a invierno y en los machos que incrementa en ese mismo orden; sin embargo, los niveles medios anuales en el exoesqueleto son comparables entre sí con 5.6 y 4.6 µg/g, respectivamente (Tabla 9). Las concentraciones medias anuales para la mayoría de los tejidos y órganos estudiados no muestran diferencias significativas ($p < 0.001$) para ambos sexos, excepto en las branquias cuyos niveles son mayores en las hembras y las vísceras en los machos. Las distintas concentraciones en las branquias y vísceras entre ambos sexos puede deberse a que los machos presentan un crecimiento más rápido que las hembras (Páez-Osuna et al., 1995b; Pérez-González, 1986), o bien a la preferencia de las dietas entre ambos sexos (Phillips, 1980).

Los niveles de 0.4 y 0.7 µg/g encontrados en el músculo de las hembras y de los machos de *P. gracilis*, respectivamente, son comparables al valor de 0.5 ± 0.3 µg/g obtenido por Páez-Osuna et al. (1995b) en la langosta *P. inflatus* en un área con poca actividad humana. Asimismo, los niveles de Cr más altos por órgano y tejido en *P. inflatus* los registraron el exoesqueleto con 1.9 a 2.1 µg/g, al igual que en este trabajo, pero significativamente menor a los encontrados en *P. gracilis* asociada a un emisor submarino. Es difícil dar una explicación sobre los valores más altos en el exoesqueleto, dado a la poca información referente a la distribución y utilización del Cr en los organismos marinos (Peña y Fowler, 1972). El exoesqueleto es el tejido que está en contacto directo con el sustrato donde habita la langosta y se ha demostrado que los gránulos de quitina de su caparazón poseen una alta capacidad de absorción de ciertos metales (Yoshinari y Subramanian, 1976). Las concentraciones en los diferentes tejidos y órganos en forma decreciente para Cr en los machos fue: exoesqueleto > branquias > vísceras > gónadas ≈ hepatopáncreas ≈ hemolinfa ≈ músculo. En hembras se presentó el siguiente orden: exoesqueleto > vísceras > branquias > gónadas > hepatopáncreas ≈ músculo ≈ hemolinfa.

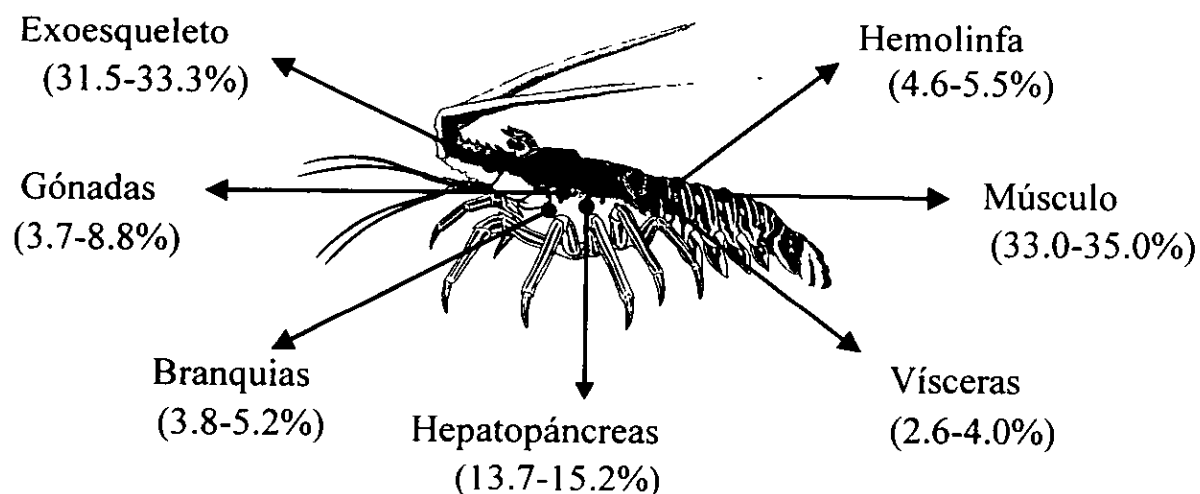


Fig. 5. Representación de la distribución porcentual en peso de cada órgano o tejido analizado del cuerpo de la langosta *Panulirus gracilis* con respecto al peso total.

Tabla 9. Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en los distintos órganos y tejidos de la langosta *Panulirus gracilis* (h, hembras y m, machos).

Tejido/Órgano	Ni		Fe		Cd		Cu		Mn		Cr		Zn	
	h	m	h	m	h	m	h	m	h	m	h	m	h	m
Músculo	1.1±0.5	2±1.2	9±1.2	12±11	0.4±0.02	0.4±0.04	38±10.2	27±3.2	1.4±0.5	0.9±0.2	0.4	0.7±0.2	101±30	79±18
Exoesqueleto	11.2±7.1	7.7±3.9	403±203	334±134	1.8±1.1	2.2±1	66±33	52±12	91±60	56±41	5.6±6.3	4.6±4.4	25±7	24±8
Hemolinfa	11.2±17	2.6±0.2	16±19	6.5±1.6	1.3±0.4	1.3±0.3	787±354	930±259	2.4±1	2.7±3.2	0.5±0.1	0.5±0.1	71±27	72±11
Branquias	5.1±3.5	3.6±2.4	401±173	333±154	4.9±2.4	6.3±3.9	415±135	408±353	23.7±11	16.3±11	4.4±3.8	2±2	25±16	81±28
Gónadas	3.6±3.5	1.3±1.4	66±40	9.7±2.9	0.9±0.4	1.2±1	193±202	539±282	7.2±2.6	4.2±0.6	1.1±1.1	1±0.9	100±59	31±20
Vísceras	7.1±1.0	7.0±3.9	275±279	512±289	5.9±1.3	6.4±2.6	180±48	85±19	36±24	13.5±10	1.6±1	3.5±2.5	166±51	165±39
Hepatopáncreas	4.4	0.4±0.1	87±53	98±28	7.4±3.3	7.7±2.2	426±459	166±50	2.84±0.5	3.7±0.5	0.9±0.5	0.8±0.6	352±77	533±258

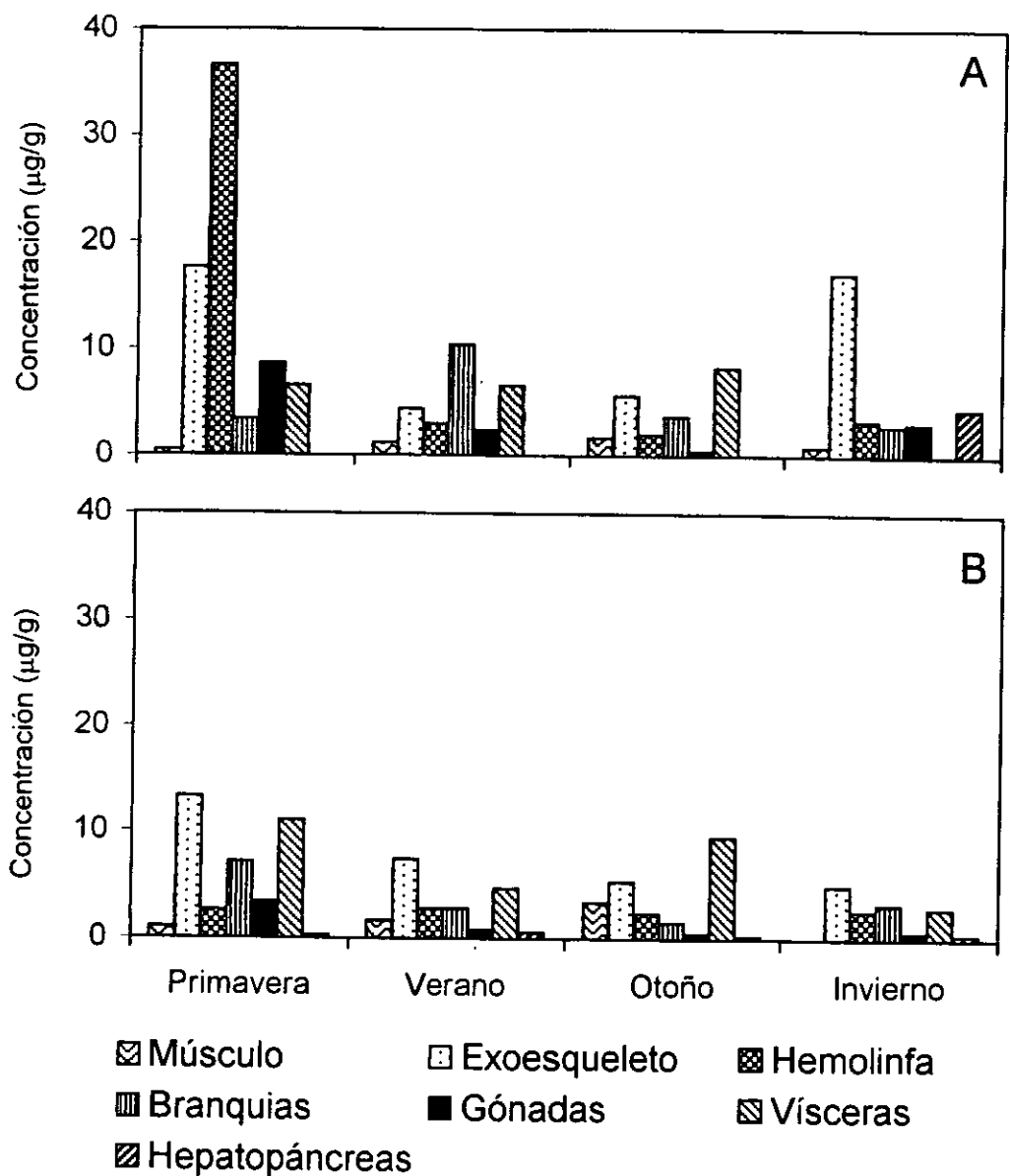


Fig. 6. Concentración y distribución de Ni ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

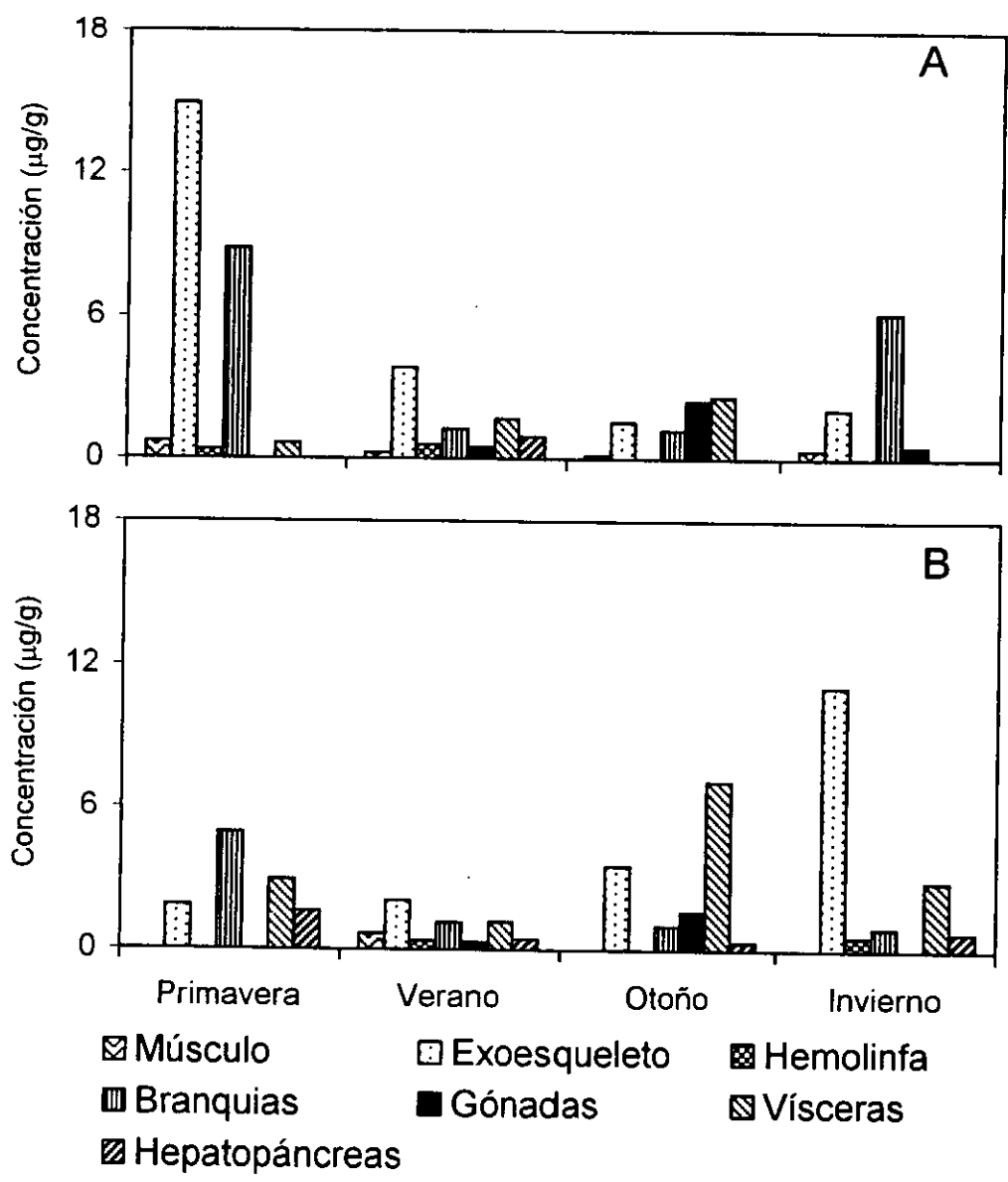


Fig. 7. Concentración y distribución de Cr ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

Cobre

En relación al Cu, se observan algunos niveles similares en órganos y tejidos de hembras y machos, en el músculo (38.0 y 27.0 $\mu\text{g/g}$), el exoesqueleto (66.0 y 52.0 $\mu\text{g/g}$), y las branquias (408.0 y 415.0 $\mu\text{g/g}$), como se muestra en la tabla 9. En otros, se observan diferencias significativas ($P < 0.05$), como en las gónadas (193.0 y 539.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente), las vísceras (145.0 y 85.0 $\mu\text{g/g}$), el hepatopáncreas (376.0 y 166.0 $\mu\text{g/g}$) y mayor concentración en la hemolinfa (787.0 $\mu\text{g/g}$ en hembras y 930.0 $\mu\text{g/g}$ en machos). El músculo presentó los niveles más bajos en ambos sexos, los cuales son comparables con los registrados por Depledge et al. (1993) en el cangrejo *Dorippe granulata* recolectado en un sitio considerado contaminado por Cu, Zn, Fe y Cd. Páez-Osuna et al. (1995b) registró niveles en el músculo de *P. inflatus* ligeramente mayores a los encontrados en este estudio para *P. gracilis*.

En la Fig. 8 se muestra el comportamiento del Cu en las diferentes estaciones del año en cada órgano y tejido. Se observa que, tanto en hembras como en machos, los niveles encontrados en el músculo fueron relativamente bajos en las cuatro estaciones del año, variando de 30.0 a 54.0 $\mu\text{g/g}$ y 24.0 a 32.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. El contenido de Cu en las vísceras de hembras y machos se mantuvo sin variaciones importantes durante las cuatro estaciones del año (147.0 a 249.0 y 65.0 a 109.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). Los niveles en las branquias de los machos presentan una pronunciada variación estacional con niveles máximos en invierno y primavera, en tanto que en las hembras los niveles fueron relativamente constantes, excepto en invierno con un descenso cercano a la mitad de la media anual. El Cu y los otros metales presentes en las branquias son acumulados por el organismo después de capturarlos a través de sus estructuras filamentosas (Dorband et al., 1976). En lo que respecta a la gónada, en las hembras el nivel más alto se encontró en primavera (490.0 $\mu\text{g/g}$), posteriormente, ocurre una disminución importante en los meses de verano y otoño (69.0 y 59.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). En los machos los valores máximos se encontraron en el verano (921.0 $\mu\text{g/g}$) y mínimos en el otoño (246.0 $\mu\text{g/g}$), en tanto que en el invierno y primavera se obtuvieron niveles similares al máximo de las hembras. La hemolinfa es el órgano que más Cu acumuló de todos los analizados en ambos sexos en la

mayoría de los muestreos estacionales, (excepto en verano). Las hembras presentan su mínima concentración en verano con 419.0 µg/g, la cual se incrementa en el otoño hasta alcanzar su máximo en invierno con 1260 µg/g.

En los machos los niveles de Cu más bajos se encontraron en verano e invierno (715.0 y 681.0 µg/g, respectivamente), incrementándose en la primavera hasta alcanzar niveles de 1193 µg/g. En el otoño se presentó un incremento significativo hasta alcanzar un nivel de 1131 µg/g (Fig. 8), el cual es comparable con los niveles observados en otros estudios en especies similares efectuados en estas regiones (Bojórquez-Mascareño, 1999). Los altos niveles de Cu encontrados en la hemolinfa de *P. gracilis* se deben a que es un metal que forma parte de los pigmentos respiratorios en los crustáceos y algunos otros grupos de invertebrados y se encuentra en grandes cantidades en la proteína hemocianina (Eisler, 1981). Es sabido que los crustáceos en órganos como la hemolinfa y el hepatopáncreas presentan altas concentraciones de Cu y Zn, los cuales participan en la síntesis de proteínas ligadoras de metales; esenciales para el desarrollo y supervivencia del organismo, además, presentan mecanismos de detoxificación para efectos tóxicos de metales pesados o en forma de almacenamiento formando metaloproteínas (Brouwer et al., 1986, 1989; Engel y Brouwer, 1987; Couillard et al., 1995a) Las concentraciones registradas en machos y hembras de *P. gracilis* son ligeramente menores a las registradas por Páez-Osuna et al. (1995b) para *P. inflatus*.

Es importante señalar que los datos obtenidos en este estudio para los especímenes de *P. gracilis* asociadas al emisor submarino, al ser comparados con los obtenidos por Páez-Osuna et al. (1995b) presentan un factor de acumulación dos veces mayor en las branquias y de tres a cinco veces mayor en las gónadas de ambos sexos. Por otro lado, se observa una alta correlación en el Cu de las vísceras y el hepatopáncreas en las cuatro estaciones del año en ambos sexos. Esto podría indicar el flujo directo y continuo de materiales entre el tracto digestivo y los procesos enzimáticos controlados principalmente por el hepatopáncreas.

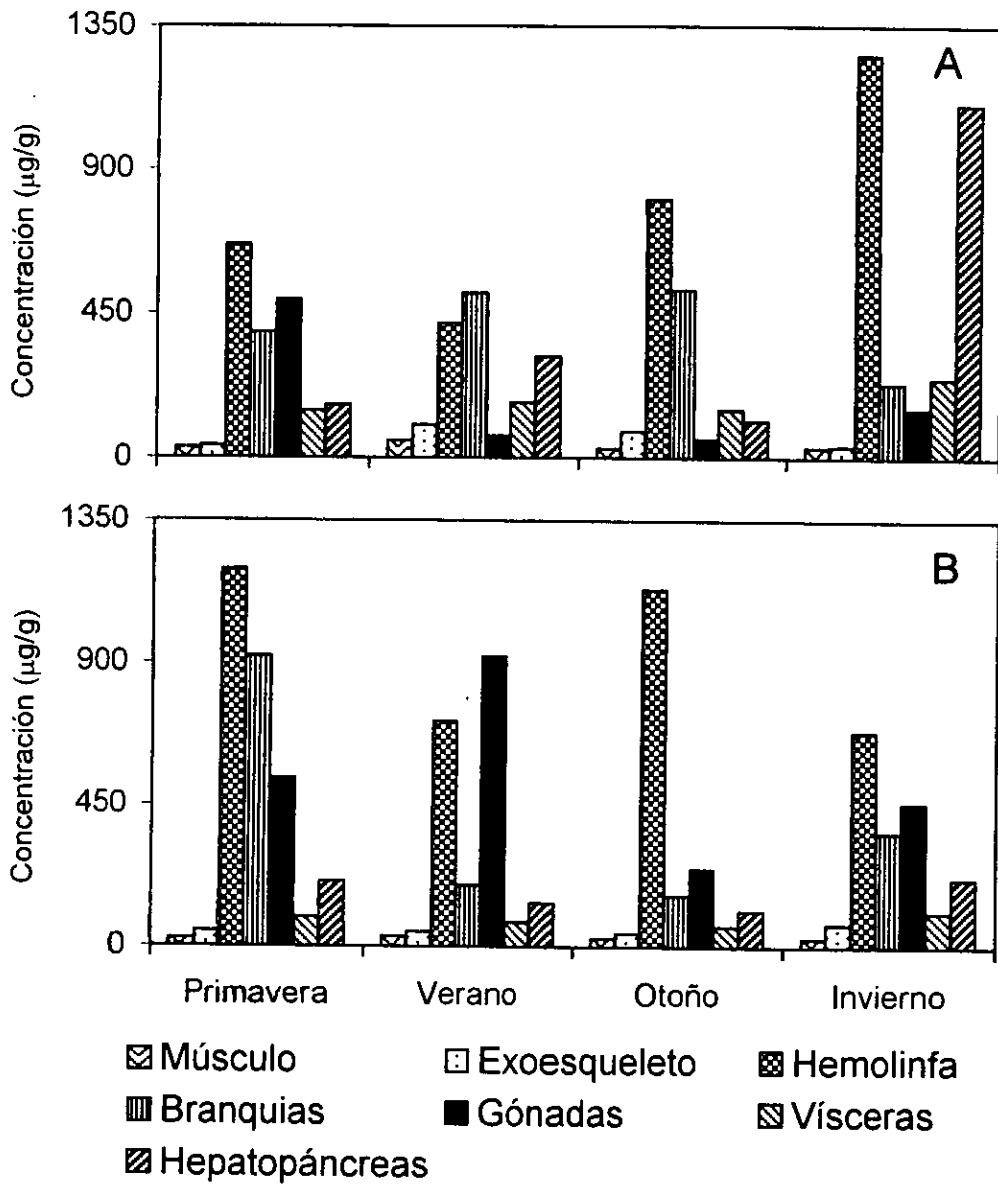


Fig. 8. Concentración y distribución de Cu ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

Resumiendo, el orden mayor a menor acumulación de Cu encontrados en hembras es: hemolinfa > branquias > hepatopáncreas > gónadas > vísceras > exoesqueleto > músculo; y en machos es: hemolinfa > gónadas > branquias > hepatopáncreas > vísceras > exoesqueleto > músculo.

Hierro

Las concentraciones de Fe presentaron un amplio intervalo de variación que va desde 9.0 a 403.0 $\mu\text{g/g}$ y de 12.0 a 512.0 $\mu\text{g/g}$ para las hembras y los machos, respectivamente (Tabla 9). Los órganos con menor Fe acumulado fueron el músculo (9.0 y 12.0 $\mu\text{g/g}$ para hembras y machos, respectivamente), la hemolinfa (16.0 y 7.0 $\mu\text{g/g}$), las gónadas (66.0 y 10.0 $\mu\text{g/g}$) y el hepatopáncreas (87.0 y 98.0 $\mu\text{g/g}$). Las concentraciones medias más altas se registraron en el exoesqueleto (402.0 y 333.0 $\mu\text{g/g}$), las branquias (401.0 y 358.0 $\mu\text{g/g}$) y las vísceras (275.0 y 512.0 $\mu\text{g/g}$). De acuerdo a Horowitz y Presley (1977) la relativamente alta concentración de Fe y otros metales en el exoesqueleto puede ser el resultado de un proceso de desintoxicación y/o adsorción desde el agua de mar.

Los niveles de Fe por órgano y tejido para hembras y machos por estación del año se presenta en la Fig. 9. Las concentraciones más bajas para la mayoría de los órganos corresponden a las hembras en primavera y a los machos en verano. El exoesqueleto de las hembras con un nivel máximo en el verano presenta una disminución gradual en las siguientes estaciones hasta alcanzar su mínimo en primavera, mientras que en los machos las variaciones fueron ligeras a lo largo del año alcanzando un máximo en el invierno. Las branquias con niveles más altos en machos, presentan un nivel mínimo en verano con su máximo en invierno para hembras y machos en primavera. El contenido de Fe en el músculo de las langostas de ambos sexos presentó muy poca variación estacional. En machos las gónadas mostraron niveles similares durante las cuatro estaciones, mientras que en hembras se observaron dos grupos con niveles estadísticamente comparables que son las estaciones verano-otoño e invierno-primavera. Asimismo, la cantidad de este metal en el hepatopáncreas presenta valores similares en el periodo verano-otoño los cuales se

incrementan durante los meses de invierno y primavera tanto en machos como en hembras. El Fe que se encuentra dentro del sistema circulatorio de la langosta es muy bajo ($<10.0 \mu\text{g/g}$) y no presenta variaciones importantes durante las estaciones del año, salvo un incremento registrado en la hemolinfa de las hembras durante la primavera ($45.0 \mu\text{g/g}$). En lo que respecta al Fe encontrado en el sistema digestivo, se señala que en algunas épocas se encontraron niveles aproximados de 500.0 y $750.0 \mu\text{g/g}$ en hembras y machos, respectivamente. Los niveles bajos en las vísceras son relativos al contenido estomacal de lo que ingirió el organismo en un tiempo de unas cuantas horas previas al análisis, lo cual obviamente determina el resultado finalmente obtenido. Respecto a las branquias, los datos obtenidos en este estudio sugieren que éstas son importantes acumuladores de Fe en concordancia con lo concluido por Páez-Osuna et al. (1995b) para la langosta *P. inflatus*, y Depledge et al. (1993) para el cangrejo *Dorippe granulata*. Es importante señalar que estos últimos autores analizaron organismos provenientes de un sitio considerado contaminado en los que encontró niveles de hasta $715.0 \mu\text{g/g}$ de Fe, los cuales son menores al máximo obtenido en este estudio de $1102 \mu\text{g/g}$. Los resultados aquí indican que las branquias no solo actúan como captadoras de elementos sino que además presentan una alta capacidad acumuladora, lo cual permite regular el ingreso de metales a otros órganos y tejidos interiores.

Los niveles de Fe encontrados en los órganos y tejidos que no están en contacto directo con el ambiente (hemolinfa, músculo, hepatopáncreas, gónadas y parte de las vísceras) son los requeridos para realizar los procesos respiratorios y enzimáticos de estos crustáceos (Alliot y Frenet, 1985), es decir, se encuentran dentro de los niveles naturales. En resumen la acumulación de este elemento en los diferentes órganos y tejidos de hembras fue de la siguiente manera: exoesqueleto >branquias >vísceras >hepatopáncreas >gónadas >hemolinfa >músculo; y para machos vísceras >branquias >exoesqueleto >hepatopáncreas >músculo >gónadas >hemolinfa.

Cadmio

Los valores encontrados en cada órgano y tejido analizado en hembras son similares a los obtenidos en machos (Tabla 9), indicando que no hay diferencias de acumulación de Cd relacionados con el sexo. Se observan altos contenidos de Cd en las vísceras (5.9 a 6.4 $\mu\text{g/g}$) proveniente principalmente de restos de alimentos del tracto digestivo y en las branquias (13.8 a 14.9 $\mu\text{g/g}$), producto de la adsorción directa del agua y de la acumulación. Cantidades importantes del Cd ingresado por el organismo se acumulan en el hepatopáncreas en machos y en las branquias en hembras (11.5 y 15.2 $\mu\text{g/g}$). En el exoesqueleto se observaron niveles de 1.8 a 2.2 $\mu\text{g/g}$, en hemolinfa 1.3 $\mu\text{g/g}$, en gónadas 0.9 a 1.2 $\mu\text{g/g}$ y en músculo con las concentraciones más bajas $< 0.4 \mu\text{g/g}$.

La variación estacional del contenido de Cd por órgano y tejido en hembras y machos se muestra en la Fig. 10. Las concentraciones del músculo en hembras y de gónadas en machos recolectados en primavera no se determinaron por estar debajo del límite de detección de la técnica ($< 0.3 \mu\text{g/g}$). En la mayoría de las estaciones del año el contenido de Cd en la hepatopáncreas de las hembras presentó los niveles más altos en relación con el resto de los órganos, excepto en otoño. Este órgano presenta sus niveles más bajos en el otoño y primavera y aumentan en verano (21.3 y 30.4 $\mu\text{g/g}$ hembras y machos, respectivamente). Las branquias también presentan niveles significativos de Cd siendo en el caso de los machos mayores que los demás órganos y tejidos en las estaciones de invierno y primavera. El intervalo de variación en las branquias es similar para ambos sexos oscilando entre 7.4 a 31.8 $\mu\text{g/g}$ y 2.2 a 40.5 $\mu\text{g/g}$ en hembras y machos, respectivamente. Las altas concentraciones de Cd y otros metales como Fe en las branquias se deben posiblemente a que además de realizar el intercambio de oxígeno, estos órganos actúan como filtros que atrapan material particulado con nutrientes y otros compuestos que pudieran ser contaminantes (Szefer et al., 1990). En un estudio realizado por Canli y Furnes (1993) en órganos de la langosta *Nephrops norvegicus*, concluyeron que las branquias y el hepatopáncreas acumulan más este metal, lo cual coincide con lo obtenido aquí para *P. gracilis* hembra capturada cerca del emisor.

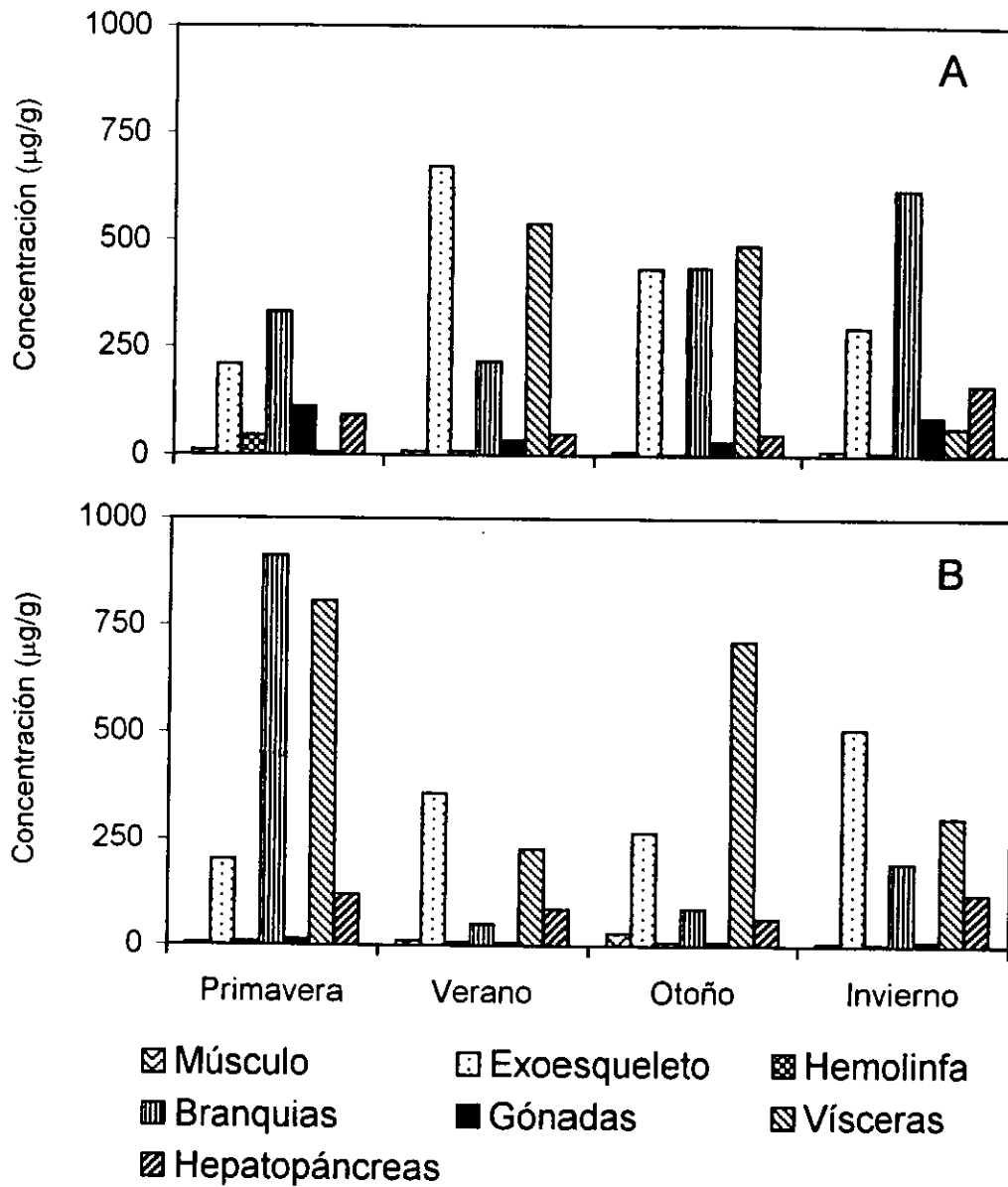


Fig. 9. Concentración y distribución de Fe ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

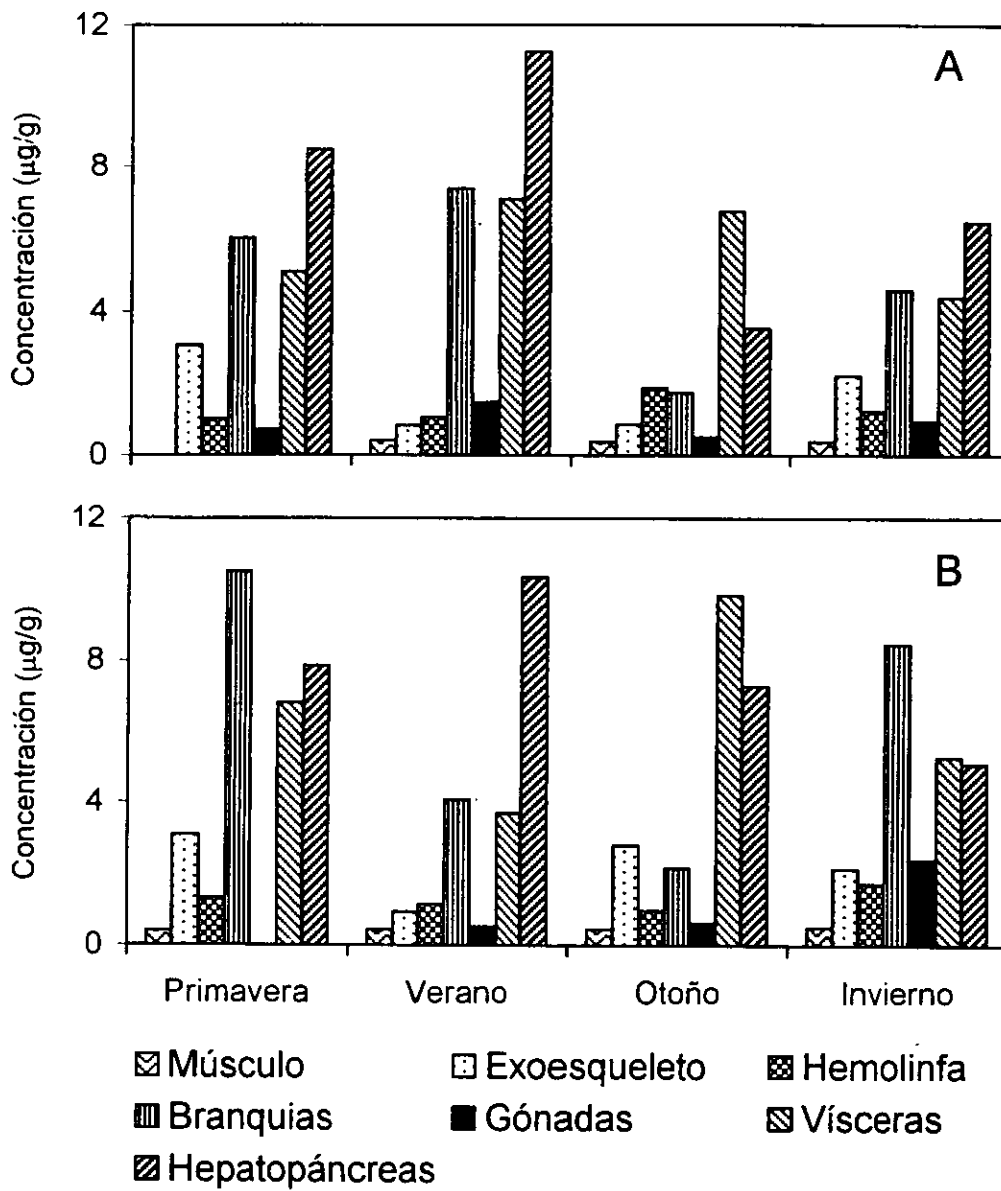


Fig. 10. Concentración y distribución de Cd ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

En el músculo se presentan niveles relativamente constantes a lo largo de las cuatro estaciones, siendo estos valores los más bajos comparados con resto de los órganos. Esto coincide con lo registrado en otros estudios (e.g. Canli y Furnes, 1993; Páez-Osuna et al., 1995b).

La variación del contenido de Cd en las branquias, gónadas, músculo y hepatopáncreas de las hembras presenta un comportamiento similar, de incrementar y disminuir en función del tiempo. Lo mismo ocurre con las branquias, gónadas y hemolinfa del macho. El orden de acumulación para hembras fue: branquias >hepatopáncreas >vísceras >exoesqueleto >hemolinfa >gónadas >músculo, y en machos: hepatopáncreas > branquias >vísceras >exoesqueleto >hemolinfa >gónadas >músculo.

Manganeso

Los niveles medios de Mn para el exoesqueleto en hembras y machos fueron de 91.3 y 55.7 $\mu\text{g/g}$, respectivamente (Tabla 9). En branquias los niveles encontrados fueron de 23.7 $\mu\text{g/g}$ en hembras y 16.3 $\mu\text{g/g}$ en machos. En los órganos del sistema digestivo identificados como vísceras, los niveles presentaron una media anual de 35.6 $\mu\text{g/g}$ para hembras y de 13.5 $\mu\text{g/g}$ para machos, cuyos niveles están determinados principalmente por el contenido estomacal en el momento de la captura. Los contenidos en el músculo, hemolinfa y hepatopáncreas en ambos sexos presentaron valores comparables los cuales variaron de 0.9 a 1.4 $\mu\text{g/g}$, 2.4 a 2.7 $\mu\text{g/g}$ y 2.8 a 3.7 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Los requerimientos o niveles de acumulación de este metal en las gónadas de las hembras son mayores que en los machos, lo cual se reflejó en sus concentraciones (7.2 y 4.2 $\mu\text{g/g}$, respectivamente).

El contenido de Mn por órgano o tejido por estación del año se presenta en la Fig. 11. Se observan niveles máximos en el exoesqueleto de las hembras con 169.0 y 109.0 $\mu\text{g/g}$ en primavera e invierno, respectivamente, y en machos con 116.0 $\mu\text{g/g}$ en el invierno. Los altos niveles de Mn y también de Fe en el exoesqueleto de las langostas coinciden con las

épocas de mayor grosor del caparazón y de acuerdo con Horowitz y Presley (1977) estos metales influyen en su coloración. Las branquias en las hembras presentaron una distribución normal con su mínimo en otoño y máximo en verano, por lo contrario en machos el nivel mínimo y máximo fue en verano y en otoño, respectivamente. El resto de los órganos y tejidos blandos presentaron poca variación estacional (Fig. 11).

En resumen, las concentraciones de Mn más elevadas se encontraron en los tejidos calcificados como el exoesqueleto y las branquias, mientras que las más bajas se observaron en los tejidos blandos como el músculo, la hemolinfa y las gónadas. Estos resultados en *P. gracilis* coinciden con los encontrados por Eisler (1981) en diferentes crustáceos. Los niveles relativamente altos de Mn en el exoesqueleto de ambos sexos podrían ser absorbidos como óxido de manganeso (MnO_2) del sedimento superficial (Tennant y Forster, 1969), para posteriormente incorporarse en el tejido calcáreo mediante un intercambio con el Ca de la calcita presente en el caparazón (Wangersky, 1961). El orden de los sitios de acumulación de Mn en forma decreciente para hembras es: exoesqueleto > branquias > vísceras > Gónadas > hepatopáncreas > hemolinfa > músculo; y para machos: exoesqueleto > hepatopáncreas > branquias > gónadas > hemolinfa > vísceras > músculo.

Zinc

Los niveles más altos de Zn se presentan en el hepatopáncreas de las hembras con 352.0 $\mu g/g$ y de machos con 533.0 $\mu g/g$ (Tabla 9). El sistema digestivo fue el siguiente tejido con niveles altos, observándose resultados comparables entre ambos sexos (165.0-167.0 $\mu g/g$).

Las gónadas y el músculo de hembras presentan una misma concentración de Zn alrededor de 100.0 $\mu g/g$, en cambio, en machos se observan diferencias significativas entre ambos órganos con 79.0 y 31.0 $\mu g/g$ en músculo y gónadas, respectivamente. La concentración de Zn en la hemolinfa presentó medias anuales de 71.0 a 72.0 $\mu g/g$ y en el exoesqueleto de 24.0 a 25.0 $\mu g/g$ sin que existan diferencias en el contenido de Zn entre ambos sexos. En

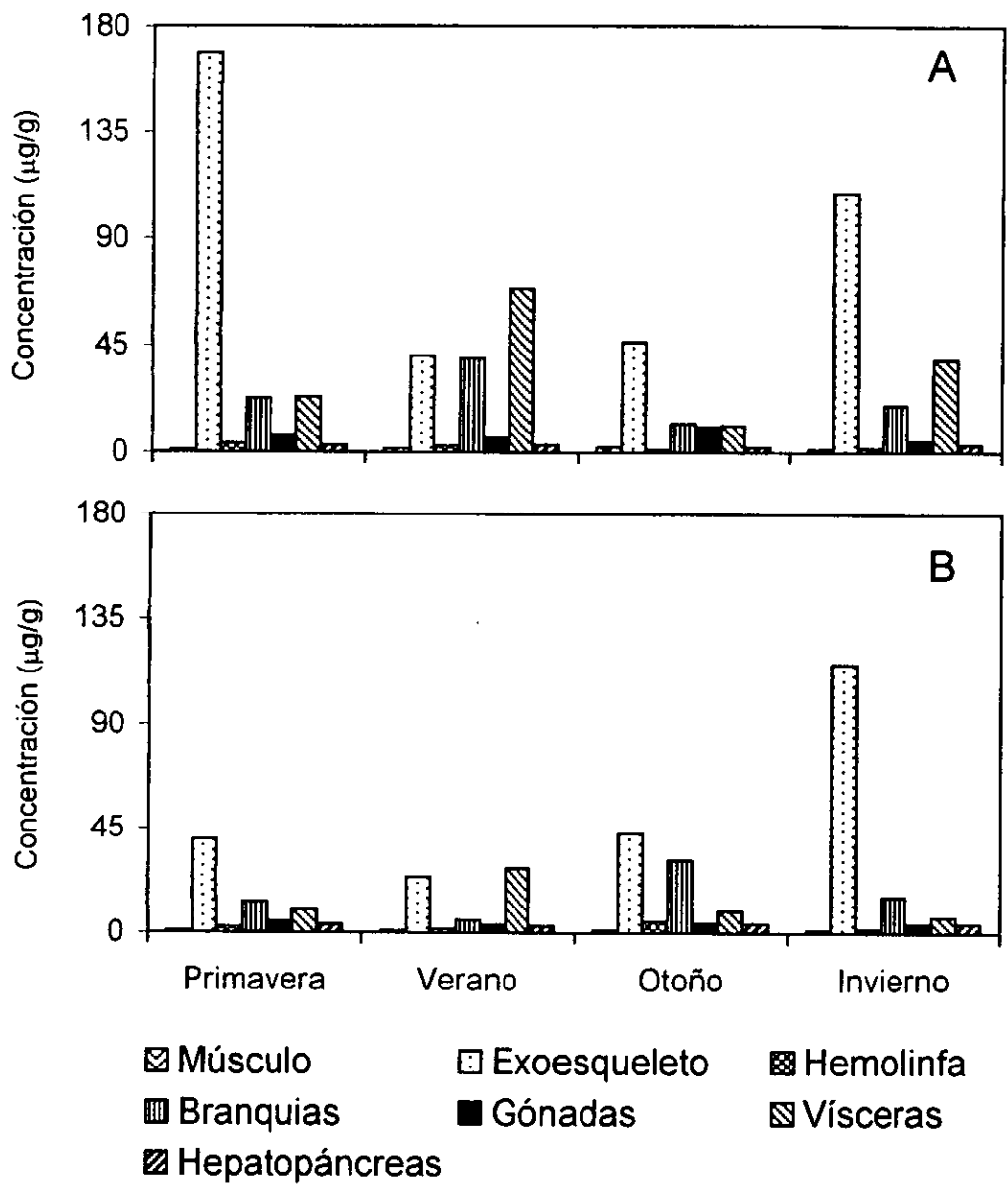


Fig. 11. Concentración y distribución de Mn ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

la tabla 9 se observa que el contenido del metal en las branquias es de 25.0 $\mu\text{g/g}$ igual que el exoesqueleto, esto indica que la tasa de acumulación por unidad de masa en ambos tejidos calcáreos es la misma. Por otro lado, en las branquias de los machos los niveles son sustancialmente más elevados respecto al de las hembras con una media anual de 81.0 $\mu\text{g/g}$.

Los valores más altos para las cuatro épocas del año se presentan en el hepatopáncreas en ambos sexos (Fig. 12). El verano fue la época con los niveles máximos para este órgano, en hembras se detectaron 439.0 $\mu\text{g/g}$ y en machos 903.0 $\mu\text{g/g}$, siendo este último nivel el valor máximo obtenido. En el resto de las estaciones del año el hepatopáncreas mantuvo niveles relativamente constantes con niveles significativamente mayores al del resto de los órganos y tejidos. Altas concentraciones de Zn en el hepatopáncreas han sido anteriormente observadas, explicándose que se deben a que este órgano actúa como un almacén en el que mantiene un exceso del metal adquirido del alimento o del medio acuático que le rodea (Bryan, 1968). Otros autores, en estudios realizados en crustáceos, se han referido también al hepatopáncreas como el órgano que más Zn acumula (Darmono y Denton, 1990; Szefer et al., 1990). Después del hepatopáncreas, las vísceras presentaron las concentraciones más altas con niveles que oscilan entre 132.0 y 216.0 $\mu\text{g/g}$ en los machos y de 109.0 a 208.0 $\mu\text{g/g}$ en las hembras. El resto de los órganos y tejidos como el músculo, hemolinfa y branquias presentan niveles relativamente constantes en las diferentes épocas de año, constituyéndose en reservas importantes del metal para el organismo. Pequegnat (1969), señala que el Zn no es un elemento limitante para los procesos biológicos en el ambiente marino ya que se acumula en exceso en el organismo para cuando haya una deficiencia en su consumo. El exoesqueleto es el tejido con las concentraciones más bajas en el organismo principalmente de machos, aunque las mínimas concentraciones en hembras se dieron en las branquias con 9.1 $\mu\text{g/g}$ en otoño y en machos en las gónadas con 5.8 $\mu\text{g/g}$ en primavera.

Las concentraciones relativamente altas de Zn en las vísceras y en otros órganos puede deberse al papel que desempeña este metal como activador de numerosas enzimas

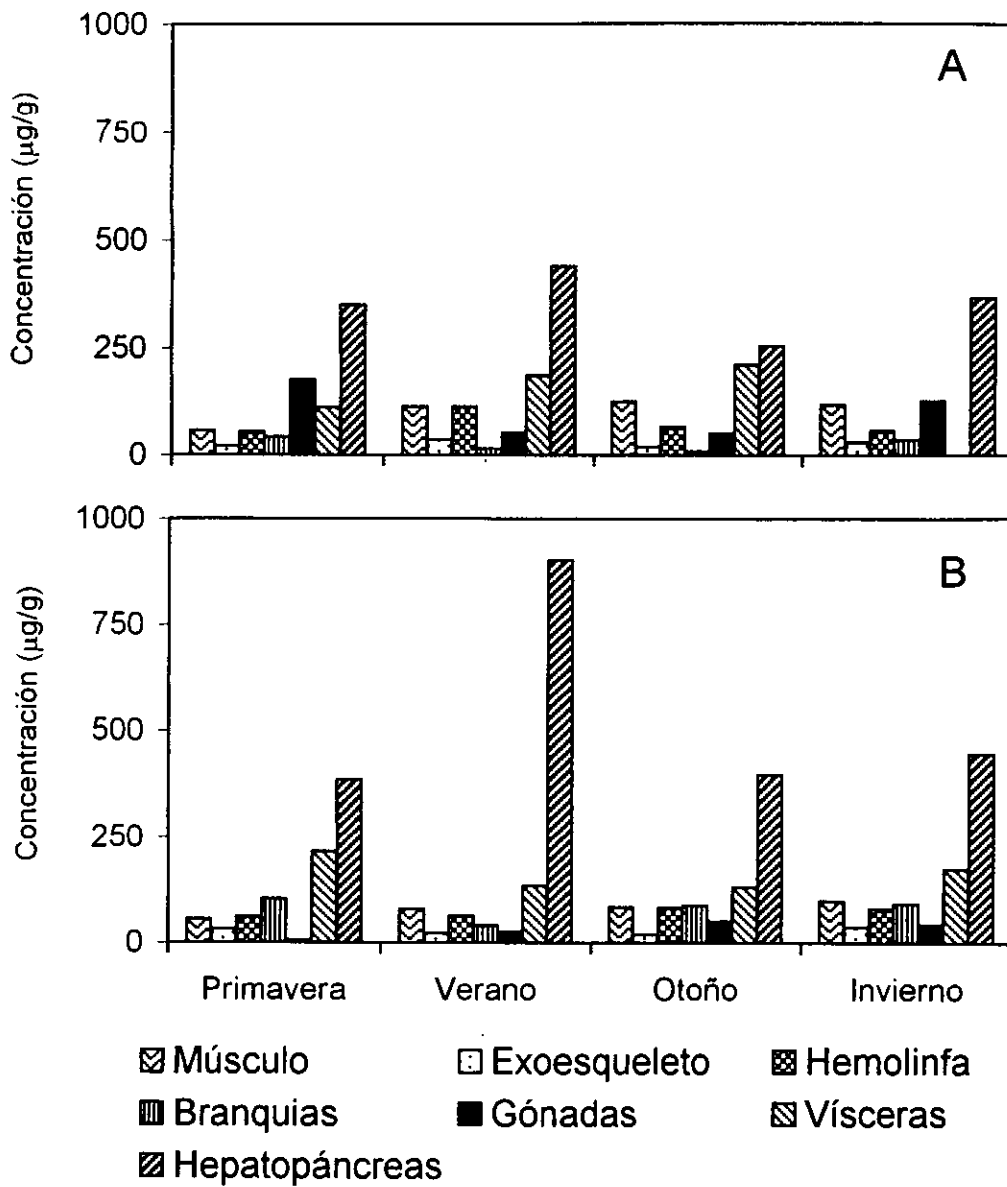


Fig. 12. Concentración y distribución de Zn ($\mu\text{g/g}$ de peso seco) en los diferentes órganos y tejidos de la langosta *P. gracilis* en hembras (A) y machos (B) en las cuatro épocas del año.

presentes principalmente en el hepatopáncreas y en las glándulas del intestino delgado de las langostas y los cangrejos (Bryan, 1968). Es importante señalar que las langostas pertenecen a un grupo con una fisiología avanzada, ya que son capaces de regular los niveles de Zn y otros metales esenciales pero potencialmente tóxicos en su cuerpo, a niveles constantes, para suplir sus demandas metabólicas (Rainbow, 1985; Bryan et al., 1986; Rainbow y White, 1989; Weeks y Rainbow, 1991). El mecanismo de regulación consiste en almacenar el metal en exceso en algunos órganos (e.g. hepatopáncreas) formando metalotioneínas con el propósito de mantener la homeostasis del Zn (García-Rico et al., 1999). Esto ocurre dentro de los niveles requeridos de Zn por las enzimas y posiblemente para la molécula del pigmento respiratorio hemocianina (White y Rainbow, 1985) La regulación del Zn por medio de la sangre y otros tejidos resulta de varios procesos incluyendo la adsorción por las branquias, excreción urinaria y control de las células de algunos tejidos individuales.

En hembras la secuencia de acumulación decreciente de Zn en órganos y tejidos es la siguiente: hepatopáncreas > vísceras > músculo > gónadas > hemolinfa > exoesqueleto > branquias, y en machos: hepatopáncreas > vísceras > músculo > gónadas > hemolinfa > exoesqueleto > branquias.

En la tabla 10, se muestra la concentración de metales en el músculo de algunas especies de crustáceos de distintos lugares, aunque es evidente el problema con la intercomparación de los datos, podemos decir que los niveles registrados de metales en las langostas de este estudio son menores a los presentados por Páez-Osuna, 1995b y similares a los que encontró Bojórquez-Mascareño (1999).

Tabla 10. Comparación de niveles de concentración de metales pesados en músculo de tres especies de langostas en diferentes lugares (mg/g peso seco).
 - no registrado.

Especie	Ni	Fe	Cd	Cu	Mn	Cr	Zn	Area	Referencia
<u>Panulirus inflatus</u> (macho)	1.5	36	0.27	48	4.1	0.5	111	Pacífico mexicano	Páez-Osuna (1995)
<u>Panulirus inflatus</u> (hembra)	1.5	41	0.33	62	2	0.5	138	Pacífico mexicano	Páez-Osuna (1995)
<u>Nephrops norvegicus</u>	-	-	3.08	26	-	-	62	Este de Escocia	Canli y Furness (1993)
<u>Panulirus gracilis</u> (macho)	1.2	9.2	0.3	32.7	0.8	0.1	113.5	Pacífico mexicano	Bojórquez-Mascareño (1999)
<u>Panulirus gracilis</u> (hembra)	0.9	1.7	0.3	23	0.7	0.2	119.5	Pacífico mexicano	Bojórquez-Mascareño (1999)
<u>Panulirus gracilis</u> (macho)	2	12.4	0.4	27.0	0.9	0.7	79.2	Mazatlán, México	Este estudio
<u>Panulirus gracilis</u> (hembra)	1.1	9.2	0.4	37.7	1.4	0.5	101.3	Mazatlán, México	Este estudio

VI.5.1 Distribución porcentual de metales pesados en órganos y tejidos de langosta *Panulirus gracilis*

Se determinó la distribución relativa de los siete metales analizados en los órganos y tejidos de *P. gracilis* empleando las medias de las proporciones relativas de cada órgano y tejido para cada sexo (Fig. 13). Las mayores cantidades de Fe, Mn, Ni y Cr en ambos sexos de *Panulirus gracilis* se encuentran almacenadas en el exoesqueleto, con alrededor del 70% más de la totalidad de estos elementos. Aproximadamente un 50 a 60% del Zn y Cd total en los organismos (de ambos sexos) se encuentran incorporados dentro del hepatopáncreas. El músculo actúa como el segundo reservorio para el Zn, con más del 20% y los tejidos calcáreos (branquias y exoesqueleto) contribuyen con más del 30% de Cd contenido en todo el organismo.

El contenido de Cu presente en estos organismos se encuentra mejor distribuido que el resto de los metales ya que, ningún órgano o tejido contribuye con una proporción mayor al 30%. Además se presentan ligeras variaciones entre los contenidos en las hembras y en machos. En las hembras 30% del Cu se encuentra almacenado en el hepatopáncreas en tanto que en los machos esta proporción está incorporada en las gónadas. La importancia del hepatopáncreas y de las gónadas como sitios de acumulación del Cu y de otros metales puede estar relacionada con el alto contenido de lípidos en ambos órganos, más que a las concentraciones presentes en el material particulado del que se alimentan. El 25% del Cu total en los organismos, de ambos sexos, se encuentra circulando por la hemolinfa.

VI.6 Metales pesados en organismos de diferentes niveles tróficos y en un ambiente asociado a un emisor de aguas municipales

En la Fig. 14 se muestran los diferentes organismos y ambientes estudiados en el lugar de muestreo, en la columna de agua circundante (A), sólidos suspendidos (B), zooplancton (C), ostión (D), langosta (E), peces (F), sedimentos (D). La Tabla 11 presenta un resumen de las concentraciones medias de los metales analizados. Los datos presentados

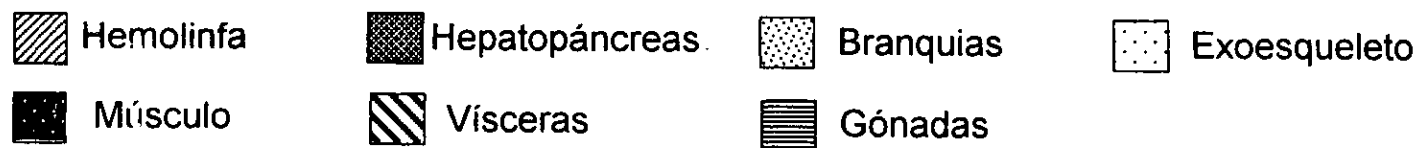
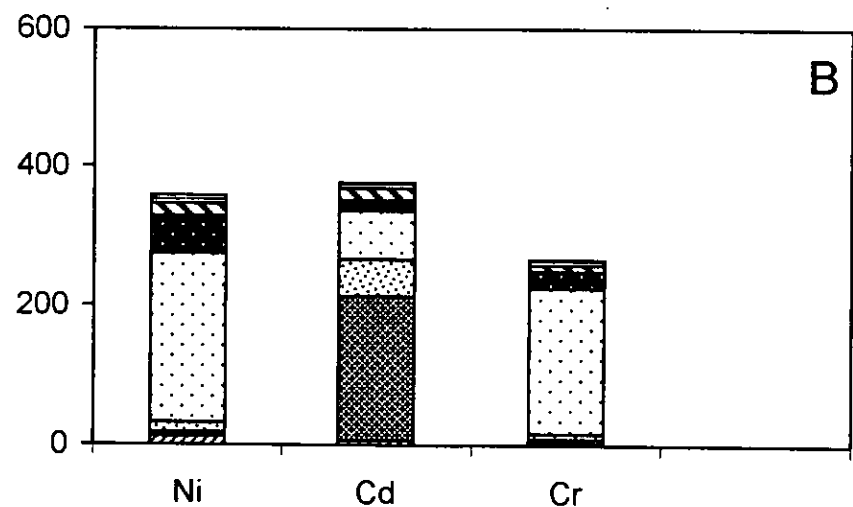
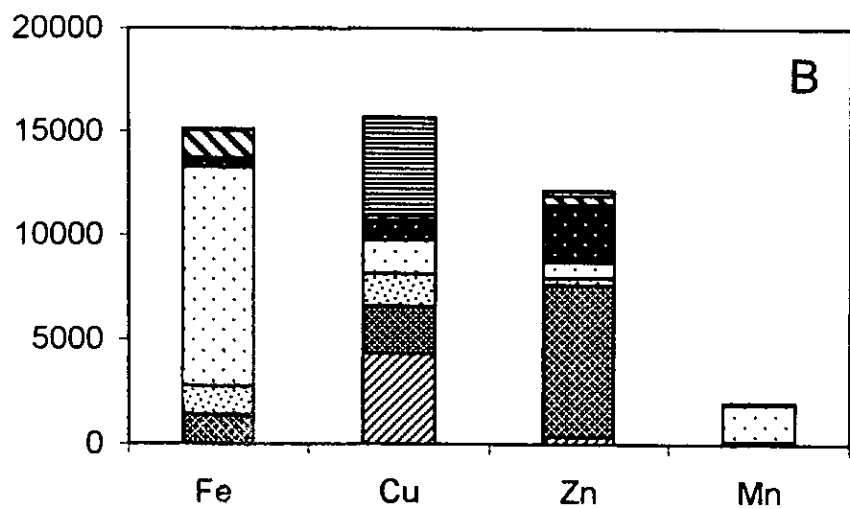
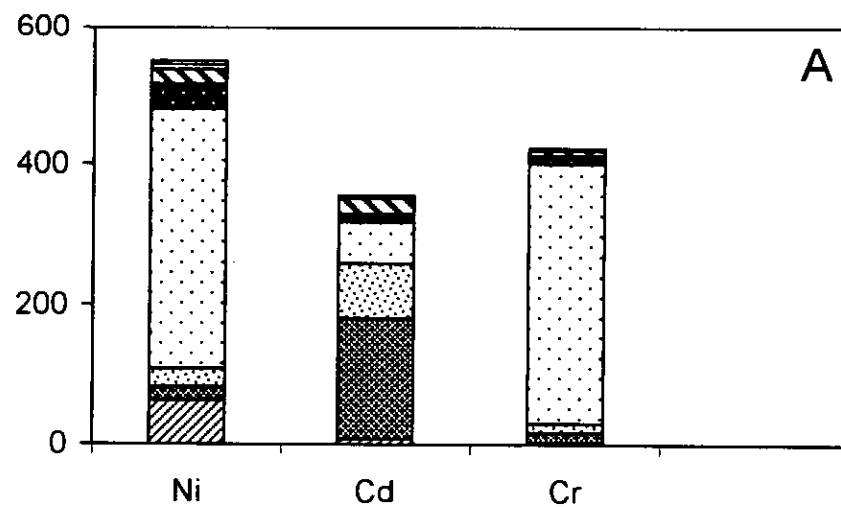
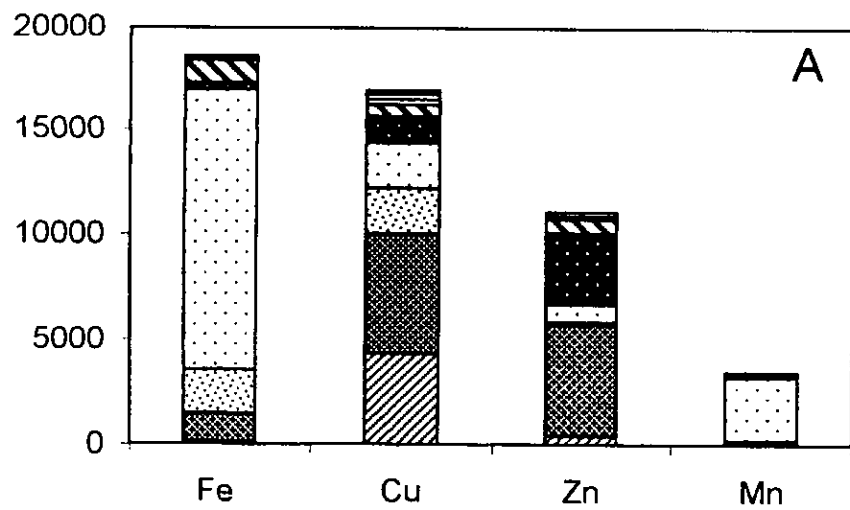


Fig. 13. Distribución de la carga de cada metal en los diferentes órganos y tejidos para cada sexo de *P. gracilis* (A - Hembras; B - Machos).

de la columna de agua y del sedimento superficial del área adyacente al emisor son tomados de Frias-Espéricueta et al. (1999) y Soto-Jiménez (1998) respectivamente. Para la curvina (*Cynoscion xanthulus*) y la langosta (*Panulirus gracilis*) se muestran los niveles medios encontrados en el músculo.

Se observa el siguiente orden decreciente en la concentración de los diferentes metales: los sedimentos poseen niveles más altos que los sólidos suspendidos y estos, a su vez, mucho más altos que los de la columna de agua. Esto indica que una gran proporción de la mayoría de los metales vertidos en los lodos municipales va directamente a la columna sedimentaria ya que los sólidos sedimentables, que son los principales acarreadores, se asientan rápidamente en el fondo. Sin embargo, los sedimentos actúan como posible fuente de contaminación debido a que algunos metales no permanecen fijos a estos y pueden liberarse hacia la columna de agua por cambios ambientales (Förstner, 1985). En la tabla 11 también se presenta la concentración de cada metal que se encuentra contenida en la fracción geoquímica disponible para la biota. Esta fracción se refiere a la cantidad de metal asociado a la fracción intercambiable o adsorbida, carbonatada y a la materia orgánica que fue extraída mediante extracciones secuenciales (Tessier, 1979). Dicho metal puede ser consumido por la biota debido a que se encuentra en el alimento que ésta consume o puede ser liberado con facilidad al cambiar algún parámetro físico como el pH, el Eh, y la salinidad (Förstner, 1985). Se observa que las concentraciones de Ni, Fe y Cr biodisponibles en los sedimentos por unidad de masa (4.8, 2950 y 3.9 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) son similares a los encontrados en *C. iridescens* (5.4, 2559 y 1.5 $\mu\text{g/g}$). En tanto los niveles de Cd, Cu y Zn son más bajos en los sedimentos (0.7, 12.0 y 39.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) que en *C. iridescens* (2.3, 86.9 y 1161 $\mu\text{g/g}$), lo cual arroja un factor de enriquecimiento de 3, 7 y 20 veces, respectivamente, mayor concentración en el ostión en relación con los niveles biodisponibles potenciales en los sedimentos. El Mn es el único elemento con niveles significativamente más bajos en el tejido del ostión *C. iridescens* (18.8 $\mu\text{g/g}$) en relación con la concentración biodisponible en el sedimento (224.0 $\mu\text{g/g}$). Estos resultados reflejan que existen diferencias en el organismo para capturar y acumular los distintos metales, ya sea presentando niveles por debajo al del ambiente (Mn), manteniendo un equilibrio (Ni, Fe y Cr), o bien, acumulando niveles mayores (Cd, Cu y

Zn) respecto a los operacionalmente definidos como biodisponibles. Estas diferencias podrían ser explicadas por la fracción geoquímica al que está unida preferentemente cada metal. Por ejemplo, en el caso del Cd, Cu y Zn, la mayor proporción biodisponible se encuentra unida a la fracción compuesta por la materia orgánica (fase IV); en cambio el Mn a la fracción carbonatada (fase II) (Soto-Jiménez, 1998).

En el caso de la langosta (*P. gracilis*), solo el Cu y el Zn presentan niveles más altos en el músculo (32.3 y 90.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) con respecto a los registrados en la fracción biodisponible del sedimento y el resto de los metales presentan concentraciones inferiores. Los niveles obtenidos de metales en el músculo de la langosta son menores que los encontrados en el ostión *C. iridescens*; esto podría deberse a su comportamiento móvil (y no sesil como el ostión) que le permite desplazarse hacia áreas menos impactadas por el emisor. Además, la langosta, al igual que otros crustáceos, tiene la capacidad de regular el contenido de algunos metales en su organismo. Rainbow y White (1989) han investigado las estrategias de acumulación de metales esenciales y no esenciales de los crustáceos decápodos. Estos crustáceos parecen regular la concentración de metales por medio de un órgano en particular que actúa como sitio de almacén desintoxicador por exceso de metales en el cuerpo (e.g. hepatopáncreas o su equivalente) o como un sitio para su excreción (e.g. branquias o riñón), por ejemplo el exceso de Fe es excretado como cristales de ferritina.

Como se mencionó, el contenido de metales en la fracción no sedimentable de los sólidos suspendidos, constituido básicamente por materia orgánica flotante, presenta niveles muy superiores a los encontrados en la columna de agua (Tabla 11). Esto se debe a que el metal atrapado en este material no se incorpora fácilmente a la columna de agua ya que dentro de su estructura se encuentran altas cantidades de lípido que impiden la disolución. Sin embargo, cuando comparamos los niveles de metales por unidad de masa en los sólidos suspendidos con el contenido en los copépodos encontramos algunas similitudes en sus órdenes de magnitud, tal es el caso del Ni con 9.1 $\mu\text{g/g}$ en sólidos suspendidos y 10.0 $\mu\text{g/g}$ en zooplancton, y el Cu con 30.9 y 33.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. El Cd en el zooplancton (3.8 $\mu\text{g/g}$) resultó ser mayor a lo encontrado en los sólidos suspendidos (1.4 $\mu\text{g/g}$). Los contenidos de Fe, Mn y Zn dentro de los sólidos suspendidos (2773, 48.6 y 172.0 $\mu\text{g/g}$,

respectivamente) son significativamente más elevados que los encontrados en el zooplancton (610.0, 13.4 y 90.0 $\mu\text{g/g}$). La cantidad de Cr en los sólidos suspendidos fue de 3.5 $\mu\text{g/g}$ mientras que en el zooplancton no se detectó dicho metal. Además de la similitud en los niveles de algunos metales entre zooplancton y sólidos suspendidos, también se observó que los niveles Ni y Mn en el organismo son un reflejo de los niveles en los sólidos suspendidos del medio circundante. Esto se muestra en la Fig. 15 donde los niveles del Ni en el zooplancton se incrementan con el incremento del Ni en los sólidos, mostrando una correlación significativamente positiva para Ni ($r=0.81$). En el caso del Mn se observa un comportamiento contrario descendiendo su contenido en el zooplancton al incrementarse en los sólidos ($r= -0.84$, $P<0.01$); al igual que el Zn ($r=-0.85$), lo cual indica que estos elementos no son tomados de esta fuente por el zooplancton.

En la tabla 11 se observa que los niveles de metales encontrados en los peces son mayores que los correspondientes a la columna de agua, pero significativamente más bajos que los encontrados en el zooplancton y, por ende, también más bajos que los de los sólidos suspendidos. Se observa que el contenido de Ni, Fe, Cd y Cr en peces es de 1.2, 11.0, 2.7 y 1.3 $\mu\text{g/g}$, mientras que en la columna de agua es de 0.8, 1.0, 0.3 y 0.1 $\mu\text{g/l}$, respectivamente. Los metales con mayor enriquecimiento en la columna de agua fueron Cu, Mn y Zn con 5.5, 1.1 y 69.0 $\mu\text{g/l}$ y en el músculo del pez se registraron concentraciones de 0.9, 0.4 y 19.0 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Considerando que la alimentación principal del pez son los crustáceos peneidos, los cuales, a su vez se alimentan de algunos elementos del zooplancton, se calculó el factor de concentración (FC) mediante la relación del contenido de metales incorporado en el músculo del pez y el encontrado en el alimento (Szefer, 1998). Cabe mencionar que la concentración de metales en el músculo del pez podría no estar determinada solamente por el zooplancton del área de estudio sino también por el de las diferentes áreas adyacentes a las que el pez estuvo expuestas, sin embargo, los niveles de metales encontrados en el zooplancton están dentro de los intervalos registrados como naturales por lo que se supone que el pez consumió un alimento con niveles similares en otras áreas. Los resultados revelan que el pez tiene solo 2 al 3% del Fe, Cu y Mn que presenta el zooplancton estudiado, 10% de Ni y 20% de Zn. El Cd resultó ser el elemento que mejor se acumula al pasar de un nivel de la cadena alimenticia a otro con un 70%.

Se determinó también la eficiencia operacional del ostión como bioconcentrador de metales. Mediante el cálculo del factor de concentración que es la relación de los niveles de metales en el ostión con los niveles total y biodisponible en los sedimentos superficiales asociados al emisor (Szefer, 1998). Los valores menores a la unidad de FC revelan la baja capacidad del organismo *C. iridescens* para acumular Mn y Cr con relación a los niveles totales y biodisponible existentes en el sedimento. Un FC entre 2.1 y 7.5 para Cd, Fe y Ni reflejan que estos metales son almacenados moderadamente en los tejidos del organismo en relación con los niveles en los sedimentos. Un FC > 1, indica que el metal ha sido bioacumulado. Para Cr, Mn, Fe y Ni el FC resultó ser significativamente menor a la unidad con respecto a la concentración total en el sedimento (Fig. 16). El Cd, que aparentemente representa un serio impacto en el área en términos de cantidad y distribución de la fracción química en el sedimento, tiene un FC=3.3. Los FC más altos respecto a los niveles totales calculados son para Cu y Zn con un valor medio de 7.7 y 12.9, respectivamente. Con relación a la fracción biodisponible de metal en el sedimento, los valores del FC para Cr y Mn fueron similares a los del contenido total (FC<1). Debido a la similitud entre el contenido total y el biodisponible de Cd, el FC se incrementó ligeramente a 3.8. Para Fe y Ni se observaron cambios importantes con respecto a la concentración biodisponible con FC de 7.5 y 2.1 respectivamente, sin embargo, los cambios más significativos se observaron en los valores para Cu desde 7.7 hasta 48.1 y para Zn de 12.9 a 60.3.

Los valores menores a la unidad de FC revelan la baja capacidad del organismo *C. iridescens* para acumular Mn y Cr con relación a los niveles totales y biodisponible existentes en el sedimento. Un FC entre 2.1 y 7.5 para Cd, Fe y Ni reflejan que estos metales son almacenados moderadamente en los tejidos del organismo en relación con los niveles en los sedimentos (Soto-Jimenez, et al., 2000). El Cu y Zn se presentan concentraciones de 48 y 60 veces más la cantidad biodisponible asociada a los sedimentos, evidenciando que el organismo tiene una mayor capacidad de acumulación para estos metales. En un estudio realizado por Szefer et al. (1999) en el ostión *Ostrea cucullata*, se tuvieron resultados similares con valores de FC de 10 a 60 para Cu, de 15 a 170 para Zn, y

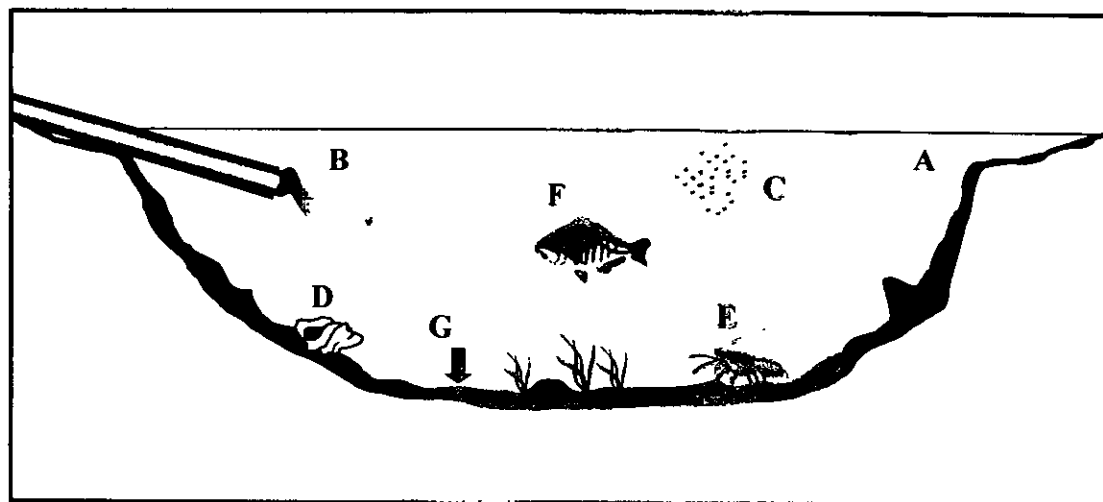


Fig. 14. Diagrama esquemático de los diferentes ambientes y organismos asociados a el emisor submarino de Mazatlán. (A) Columna de agua, (B) sólidos suspendidos, (C) zooplancton, (D) ostión, (E) langosta, (F) peces, (G) sedimentos.

Tabla 11. Concentraciones medias de los metales estudiados en agua, sólidos suspendidos y sedimento superficial y en organismos (copépodos, pez, ostión y langosta) que habitan los diferentes ambientes asociados al emisor submarino de Mazatlán. Niveles en $\mu\text{g/g}$ para B, C, D, E, F, G; excepto A (agua) $\mu\text{g/L}$.

Metal	A	B	C	D	E	F	G	
	Agua ^a	Sólidos Suspendidos	Zooplancton	Ostión	Langosta	Peces	Total	Biod.
Ni	0.8	9.1±6.6	10±4.9	5.4±3.5	1.5±0.7	1.2±0.2	14.9	4.8
Fe	1	2773±1783	610±483	2559±1200	11±6	11±0.8	59000	2950
Cd	0.3	1.4±0.8	33±1.6	2.3±0.4	0.4±0.03	2.7±3.4	1.1	0.7
Cu	5.5	31±16	33±35	87±51	32.3±6.7	0.9±0.3	34.4	12.0
Mn	1.1	47±25	13.4±8.2	18.8±7.7	1.2±0.3	0.4±0.1	606	224
Cr	0.1	3.5±1.2	<0.3	1.5±0.6	0.5±0.1	1.3	18.4	3.9
Zn	69	172±73	90±60	1161±687	90±24	19.3±1.4	160	39

^aDatos tomados de Frías-Espicúeta et al. 1999/ ^bDatos tomados de Soto-Jiménez 1998.

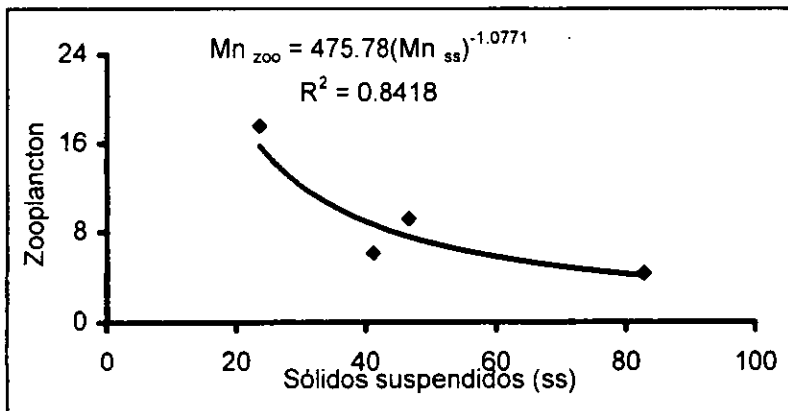
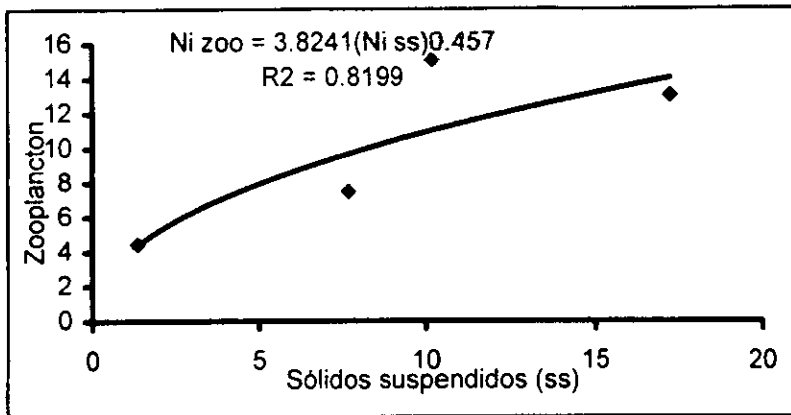


Fig. 15. Relación entre las concentraciones de Ni y Mn en zooplancton y en sólidos suspendidos.

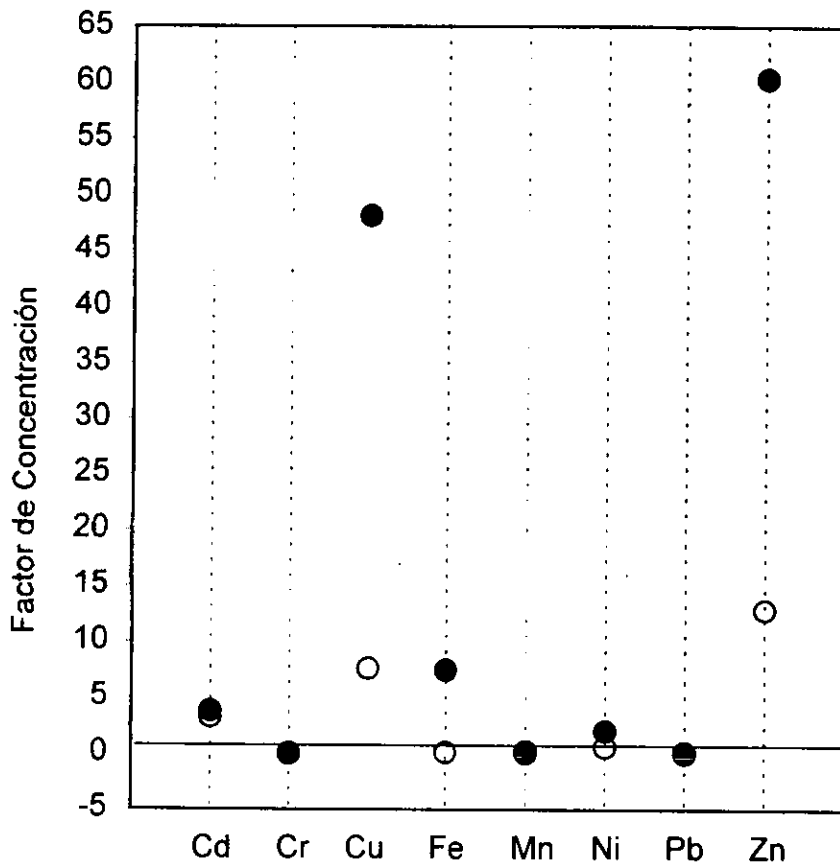


Fig. 16. Factor de concentración calculados para metales en *C. iridescens* respecto a la concentración total (○) y biodisponible (●) de metales en el sedimento superficial.

3 a 22 para Cd. Esto indica que ambas especies de ostión (*O. cucullata* y *C. iridescens*) presentan la misma afinidad para acumular en sus tejidos estos metales en proporción con los niveles de su alrededor. Asimismo, los valores resultantes para otros metales como Fe, Mn, Cr y Ni fueron similares a este estudio. De acuerdo con Phillips y Rainbow (1989), algunos organismos pueden presentar procesos de regulación o desintoxicación, lo cual pudiera favorecer la eliminación de algunos metales por debajo de los niveles existentes en el ambiente como fue el caso del Mn y Cr, o bien de favorecer la bioacumulación como ocurre con Cu, Zn y en menor proporción con Cd.

De manera general, la concentración de metales se presentó en el siguiente orden decreciente para los organismos: ostión > zooplancton > langosta > pez. Es evidente que el ostión es el organismo estudiado que acumuló más metales y que sus niveles están muy relacionados con los de la fracción biodisponible del sedimento, lo cual confirma su carácter de organismo centinela o biomonitor. La langosta, por su parte, presentó una correlación positiva con respecto a los niveles de Ni, en las branquias de machos con respecto a los sólidos suspendidos y para las hembras en Cd y Mn, lo que puede significar que este metal es tomado principalmente de ésta fuente, lo contrario sucede con Fe, Cu y Cd que presentaron una correlación negativa (Fig. 17), indicando que estos elementos no son tomados directamente del medio y esto concuerda con lo citado por Szefer et al. (1990). También las gónadas con respecto a las branquias de macho para Ni y Fe presentaron una correlación positiva (Fig. 17) indicando esto que tal vez la entrada de estos metales al organismo es por vía branquias y posteriormente se incorpora a las gónadas; el exoesqueleto y gónadas de macho presentan correlación positiva para Ni y en hembras para Zn en exoesqueleto con respecto a hepatopáncreas (Fig. 18), esto puede significar que el Ni presente en las gónadas es absorbido por el exoesqueleto, ya que éste presenta gránulos de quitina que le permiten absorberlo (Yoshinari y Subramanian, 1976), y en cuanto al Zn, el exoesqueleto puede actuar como entrada al ser absorbido del medio acuático por el mismo (Bryan, 1968); en tanto que los niveles de Cu y Zn presentes en el músculo de este crustáceo son dos veces mayores al biodisponible, lo que confirma la importancia de estos elementos en el metabolismo del organismo. El músculo de la langosta

presenta niveles de Ni, Fe, Cd, Mn y Cr por debajo de los que se encuentran biodisponibles en el sedimento y en el mismo orden de magnitud que en el músculo de los peces.

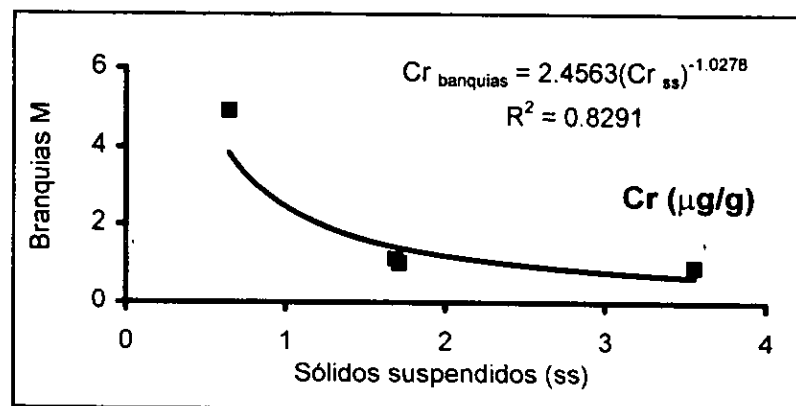
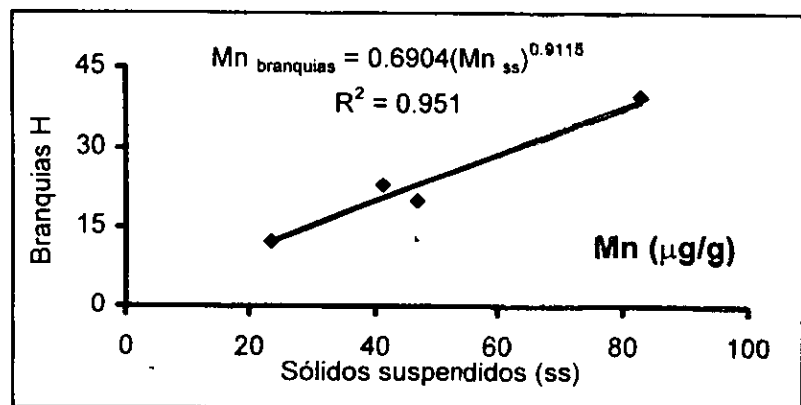
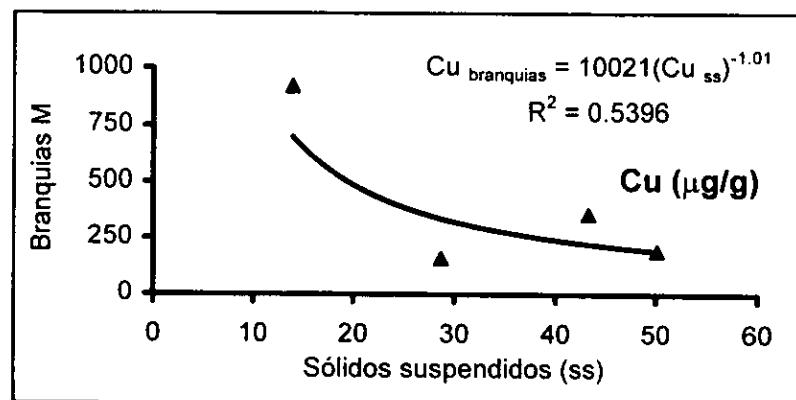
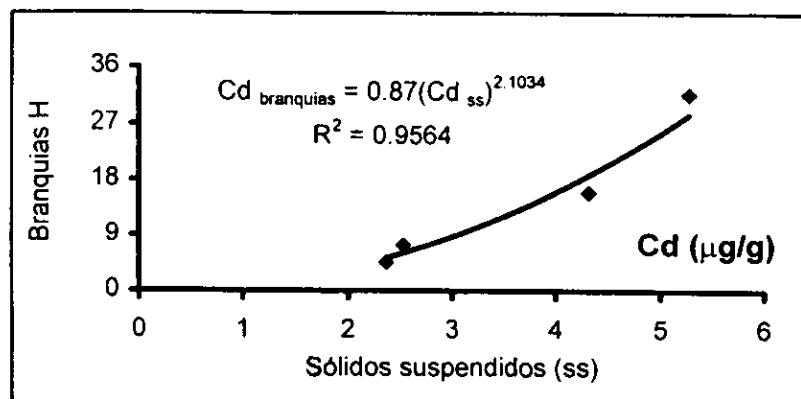
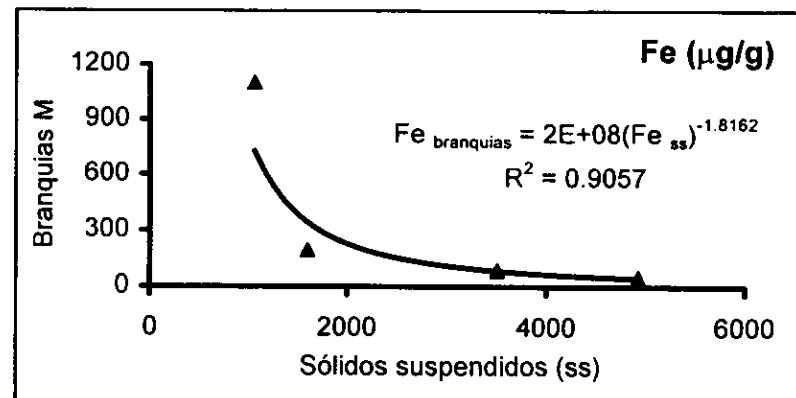
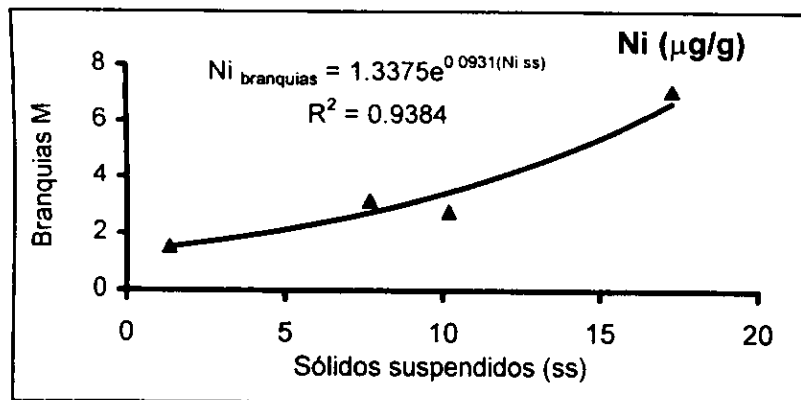


Fig. 17. Relación entre las concentraciones de diferentes metales en las branquias de la langosta *Panulirus gracilis* hembra (H) o macho (M) y los sólidos suspendidos ($\mu\text{g/g}$ peso seco).

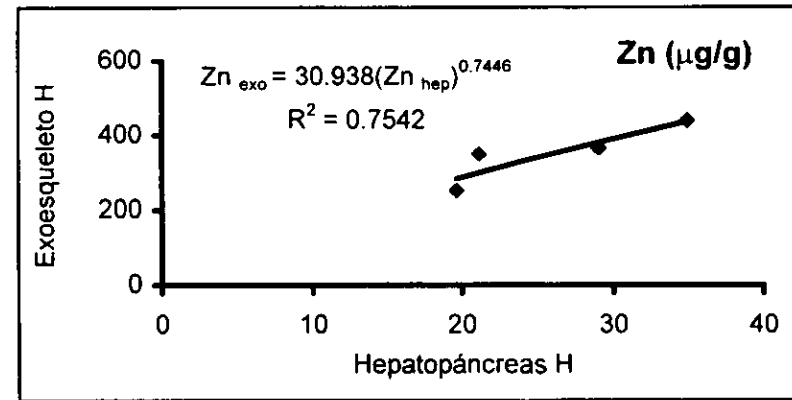
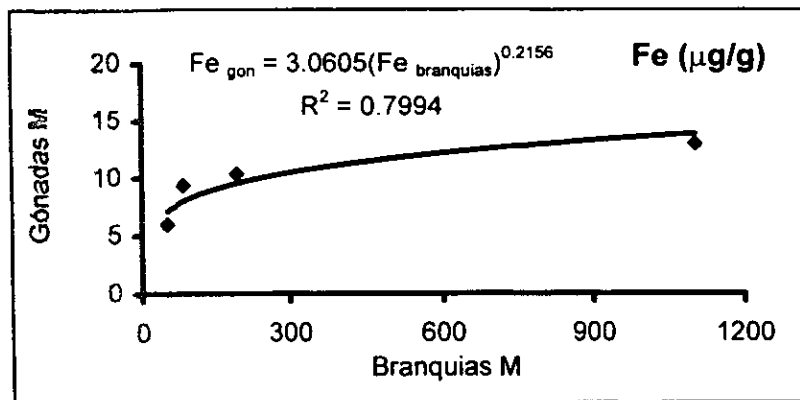
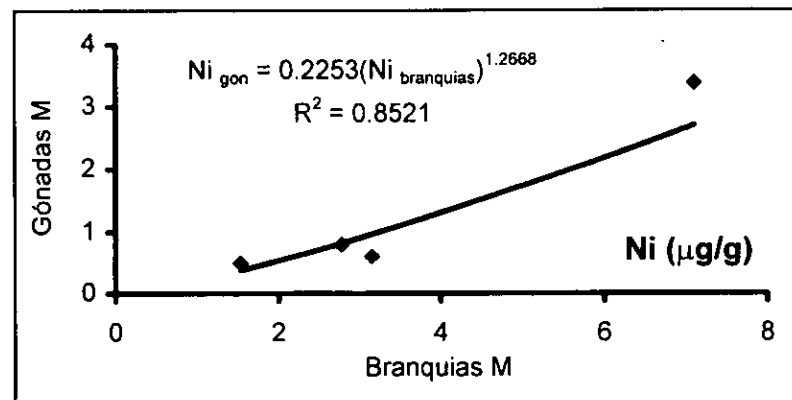
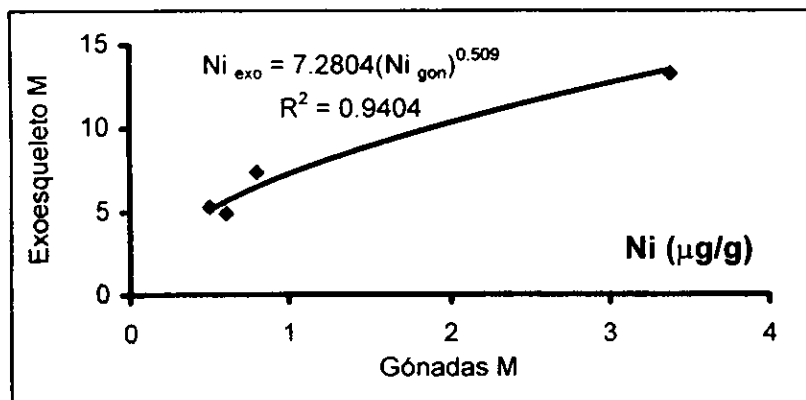


Fig. 18. Relación entre las concentraciones de diferentes metales en los órganos y tejidos analizados en la langosta *Panulirus gracilis* hembra (H) o macho (M).

VII. CONCLUSIONES.

1. Los niveles de metales en sólidos suspendidos de tamaño de partícula $>475\mu\text{m}$ encontrados en este estudio son más bajos que los registrados en otros estudios en lodos municipales. Lo anterior puede ser debido a que dada la falta de información en la literatura científica disponible se emplearon datos de estudios realizados en lodos completos y no de la fracción analizada en este estudio. Sin embargo, la cantidad de metales que aportan los sólidos suspendidos es importante si consideramos su facilidad para ser incorporados a la cadena alimenticia. Las concentraciones de sólidos suspendidos $>475\mu\text{m}$, comparados con sólidos suspendidos $>0.45\mu\text{m}$, resultan ser menores que las concentraciones del emisor. Con el fin de ampliar el conocimiento sobre el área de estudio, considero necesario analizar los efluentes domésticos crudos, los parcialmente tratados arrojados al mar y los sólidos separados en el tratamiento primario. Con esta información se podrá tener una visión más clara del impacto del emisor submarino y estimar los aportes netos de metales y otros contaminantes.
2. En el estudio del zooplancton, en particular los copépodos (*Acartia tonsa* y *A. lillgeborgii*), la concentración de metales se dio en el siguiente orden: $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Cr}$. Las concentraciones más altas de la mayoría de los metales (Fe, Cd, Cu, Mn) se presentaron durante la época de otoño y las menores concentraciones en verano. Todos los metales estudiados están dentro de los rangos registrados por otros autores en copépodos de distintos sitios.
3. Los metales que presentaron los niveles más altos en *Crassostrea iredescens* fueron el Fe, Zn y Cu. Ciertos tejidos en los moluscos acumulan altas concentraciones de iones metálicos, los cuales pueden presentarse en concentraciones mayores a los requeridos normalmente por el organismo, por lo que éstos usan un sistema de detoxificación o regulación como por ejemplo las metalotioneínas. En lo que se refiere al Fe estos moluscos lo almacenan en el hepatopáncreas en forma de ferritina (metaloproteína) lo que puede explicar que las altas concentraciones que se observaron en este estudio el molusco lo emplea para la formación de esta proteína principal componente del pigmento respiratorio. Los otros dos metales presentes en altas concentraciones fueron

el Cu y Zn, los cuales son regulados en estos organismos por medio de la formación de metalotioneinas (CuMT y ZnMT), estas son aisladas en compartimentos que no afectan las actividades normales de la célula y son eliminadas a través del hígado y riñón. Respecto al comportamiento de los metales las concentraciones más altas de Ni, Fe, Cr y Cd, se presentaron en las épocas de otoño e invierno. Para Zn y Mn los máximos ocurren en verano e invierno y para el Cu en verano y otoño. Los ostiones estudiados se pueden considerar moderadamente contaminados comparados con los de un área con poca influencia antropogénica, donde el Fe es 28, Cu cuatro, Ni y Zn tres, y Mn dos veces mayor con respecto a un sitio no contaminado. En relación con ostiones de un sitio considerado contaminado, los niveles encontrados en el ostión estudiado asociado al emisor son menores. Por último, los niveles de metales en este organismo se encuentran por debajo de los máximos permitidos por la Legislación Internacional de Salud Pública.

4. En *Cynoscion xanthulus* se observa el Cd es el elemento que más se bioacumula en la cadena trófica al ser transferido del zooplancton. Respecto a los metales en estudio se puede decir que las branquias presentaron concentraciones más altas que el músculo, debido a que este órgano filtrador funciona como trampa de material particulado y su estructura permite almacenar partículas enriquecidas en metales. por lo que se concluye que la vía de entrada de metales más importante al organismo es por medio del agua y no por la alimentación. Los niveles máximos de la mayoría de los metales en músculo (Ni, Fe, Cu, Mn) y branquias (Fe y Zn) se presentaron en primavera. Solo las concentraciones de Cd y Cr en el músculo presentan niveles altos con respecto a estudios realizados en otras especies de diferentes áreas geográficas mientras que el resto de los metales son inferiores y/o similares.
5. Los niveles de metales encontrados en los peces son mayores que los registrados para la columna de agua, pero significativamente más bajos que los encontrados en el zooplancton y sólidos suspendidos. El Cd es el elemento que más se concentra al ser transferido de un eslabón de la cadena alimenticia a otro, es decir, del zooplancton al pez.

6. Para *P. gracilis* hembra y macho, los elementos que se presentaron en la mayoría de los órganos y tejidos en concentraciones más elevadas son el Zn y Cu en el músculo, hemolinfa, hepatopáncreas y gónada. En los órganos como el exoesqueleto y las branquias se obtuvieron cantidades mayores de Cu, Fe y Mn. Estos metales pertenecen al grupo de los elementos esenciales. Por otro lado, el Cr y el Cd, que son no esenciales, se presentaron en menor concentración en los diferentes órganos y tejidos examinados. Las altas concentraciones de Cu y Zn en algunos órganos indica que existen mecanismos de detoxificación y de almacenamiento; estos organismos al igual que los moluscos poseen una habilidad innata para regular las concentraciones internas de metales esenciales pero potencialmente tóxicos a niveles constantes, usando mecanismos de regulación o desintoxicación ya sea por medio de ligandos metalifereos insolubles (granulos) o en forma de metaloproteínas.
7. Los metales estudiados en la langosta *P. gracilis* del área del emisor presentan niveles ligeramente mayores de Fe, Cu, Mn y Cr comparados con los obtenidos para la misma especie en un sitio no contaminado cercano al área de estudio. Sin embargo, los niveles obtenidos en la porción comestible están dentro de los límites para consumo humano que establece la Legislación Internacional de Salud Pública.
8. De las especies estudiadas, el ostión presenta una mayor eficiencia operacional como bioconcentrador de Cu y Zn al concentrar hasta 48 y 60 veces más de los niveles biodisponibles en el sedimento circundante.
9. La disponibilidad de metales para los organismos en los diferentes ambientes fue: sedimentos > sólidos suspendidos >> columna de agua. Asimismo, la biomagnificación de los niveles de metales en los diferentes organismos fue: ostión > zooplancton > langosta > peces.

VIII. BIBLIOGRAFIA

1. Agencia Internacional de Energía Atómica (1987). Intercalibration of analytical methods on marine environmental samples: trace elements measurements on shrimp homogenate. Reporte No. 27. I.A.E.A. Monaco. 27 pp.
2. Alliot, A. y Frenet, M. (1985). Comparative bioaccumulation of metals in *Palaeomonetes varians* in polluted and non-polluted environments. **Marine Environmental Research**. 17:19-44.
3. Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. y Cortés-Altamirano, R. (1999). Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California) **Marine Pollution Bulletin** (en prensa).
4. Alvarez-León, R. (1977). Estudio hidrobiológico de los esteros del astillero, Urías y la Sirena, adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de maestría, CCH, UACPyP ICMYL, UNAM. 131 pp.
5. Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Barthelet, B. y Metayer, C. (1987): Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. 106:73-89.
6. Amiel, A. J. y Navrot, J. (1978). Nearshore sediment pollution in Israel by trace metals derived from sewage effluent. **Marine Pollution Bulletin**. 9:10-14.
7. Angino, E.E., Magnuson, L.M, Waugh, T.C, Galle, O.K. y Bredfeldt, J. (1970). Arsenic in detergents possible danger and pollution hazard. **Science**. 168:389-390.
8. Arredondo-Rivas, G., Frías-Espéricueta, M., Zazueta-Padilla, H. (1988). Análisis gonádico del "ostión de piedra." *Crassostrea iridescens* (Hanley, 1854) para la estimación de los grados de maduración sexual durante un ciclo anual en las costas de los municipios de San Ignacio y Mazatlán Sinaloa. Tesis profesional, Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa 160 pp.

9. Bernhard, M., (1976). Manual of methods in aquatic environmental research, Part.3. Sampling and analysis of biological material. Fisheries Technical Papers, No. 158. Rome, FAO. 15 pp.
10. Bojórquez-Mascareño, E. (1999). Concentración y distribución de metales pesados en los tejidos de los crustáceos decápodos *Panulirus gracilis*, *Litopenaeus vannamei* y *Litopenaeus stylirostris* de la región sureste del golfo de California. Tesis de Maestría. U.N.A.M., UACP y P-CCH-ICML, 69 pp.
11. Bohn, A. y Elroy-Mc, R.O., (1976). Trace metals (as, Cd, Cu, Fe and Zn) in Arctic cod, *Boreogadus saida*, and selected zooplankton from Strathcona Sound, northern Baffin Island. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**. 33:2836-2840.
12. Boothe, P.N. y Knauer, G..A. (1972). The possible importance of fecal material in the biological amplification of trace nad heavy metals. **Limnology and Oceanography**. 17:270-274.
13. Brinster, R.L., Chen, H.Y., Warren, R., Sarthya, A., y Palmiter, R.D. (1982). Regulation of metallothionein-thymidine kinase fusion plasmid injected into mouse eggs. **Nature** (London) 296:39-41.
14. Brouwer, M., Whaling, P. y Engel, D.W. (1986). Copper metallothionein in the american lobster, *Homarus americanus*: Potential role as Cu (I) donors to apohemocyanin. **Environmental Health Perspectives**. 65:93-100.
15. Brouwer, M., Winge, D.R. y Gray, W.R. (1989). Structural and functional diversity of copper metallothioneins from the american lobster, *Homarus americanus*. **Journal of Inorganic Biochemistry**. 35:289-303.
16. Bryan, G.W. (1968). Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans. **Journal of Marine Biology Assesment U.K.** 48:303-321.
17. Bryan, G. y Langston, W.I. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. **Environmental Pollution**. 76:89-131.
18. Canli, M. y Furness, W.R. (1993). Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. **Marine Environmental Research**. 36 217-236.

19. Couillard, D. y Mercier, G. (1990). Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge-bioreactors comparison. **Environmental Pollution**. 66:237-252
20. Couillard, Y. y Campbell, P.G.C., Tessier, A. Pellerinmassicotte, J. and Auclair, A. (1995a). Field transplantation of a fresh-water bivalve, *Pyganodon grandis*, across a metal contamination gradient. 1. Temporal changes in metallothionein and metal (Cd, Cu and Zn) concentrations in soft tissues. **Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science**. 52:690-702.
21. Chevreuril, M., Carru, A. M., Chesterikoff, A., Boët, P., Tales, E. y Allardi, J. (1995). Contamination of fish from different areas of river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Fe, Mn, Pb, and Zn) micropollutants. **Science Total Environmental Safety**. 38:137-143.
22. Darmono, D. y Denton, G.R.W. (1990). Heavy metal concentrations in the banana prawn, *Penaeus merguensis*, and leader prawn, *P. monodon*, in the Townsville region of Australia. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**. 44:479-485.
23. Davies, I.M. (1981). Survey of trace elements in fish and shellfish landed at Scottish ports 1975-1976. Scottish Fisheries Research Report No. 19. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland, Marine Laboratory, Aberdeen, UK. 28 pp.
24. Depledge, M.H., Forbes, T.L. y Forbes, V.E., (1993). Evaluation of cadmium, copper, zinc and iron concentrations and tissue distributions en benthic crab, *Dorippe granulata* (De Haan, 1841) from Tolo Harbur, Hong Kong. **Environmental Pollution** 81: 15-19.
25. Dorband, W.R., Van Alst, J.C., Carlberg, J.M. y Ford, R.F. (1976). Effects of chemicals in thermal effluent on *Homarus americanus* maintained in aquaculture systems. Proceedings Annual Meeting. **World Mariculture Society**. 7:391-414.
26. Dubinski, J. B., Simpson, R. y Good, R. (1986). The retention of heavy metals in sewage sludge applied to a freshwater tidal wetland. **Estuaries**. 9(2): 102-111.
27. Eisler, R. (1981). Trace metals concentrations in marine organisms. Pergamon Press, New York, USA, 687 pp.
28. Engel, D.W., Brouwer, M. (1987). Metal regulation and molting in the blue crab, *Callinectes sapidus*: Metallothionein function in metal metabolism. **Biological Bulletin, Marine Biological Laboratory, Woods Hole**. 173(1):239-251.

29. Feely, R.A., Massoth, G.J., Baker, J.F., Gendron, A.J. y Crecelius, E.A. (1986). Seasonal and vertical variation in the elemental composition of suspended and settling particulate matter in puget sound, Washington. **Estuarine Coastal Shelfish Science**. 2:2215-239.
30. Förstner, U. y Wittmann, G.T.W. (1979). Metal pollution in the aquatic environment. **Springer Verlag**. New York. 485 pp.
31. Förstner, U. (1985). Chemical forms and reactivities of metals in sediments, in **Chemical Methods for Assessing Bio-available metals in sludges and soils**. Leschber, R.D., Davis, R.D. y L'Hermite, P., Eds., Elsevier, New York, 1.
32. Fowler, S.W. y Oregioni, B. (1976). Trace metals in mussels from the NW Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**. 7:26-29.
33. Fowler, S.W. (1977). Trace elements in zooplankton particulate products. **Nature** (London). 269(5623):51-53.
34. Fraser, J.H. (1968). The history of plankton sampling pp.11-18. *In*: Zooplankton sampling. France. The Unesco press: 174 pp.
35. Frías-Espericueta, M., Harfush-Melendez, M., Osuna-López, J.I. y Páez-Osuna, F. (1999). Acute toxicity of ammonia to juvenile shrimp *Penaeus vannamei* Boone. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 62:646-652.
36. Frías-Espericueta, M. (1991). Determinación cuantitativa de algunos metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el tejido somático y gonádico de la ostra *Crassostrea iridescens* del sistema estuarino San Cristobal de San Blas Nayarit. Tesis Profesional. 52 pp.
37. Fukai, R. y Broquet, D. (1965). Distribution of chromium in marine organisms. **Bulletin Institute of Oceanographie**. Mónaco. 65:1-19.
38. Galtsoff, P.S. (1964). The American oyster *Crassostrea virginicans* Gmelin. **Fishery Bulletin of the fish and Wildlife Service**. Vol. 64, 480 pp.
39. García, E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. **Instituto de Geografía**. UNAM, 264 pp.

40. García, R.L., Robles, B.M. y Valenzuela, S.E. (1999). Las metalotioneínas y su relación con la toxicidad del cadmio en los mamíferos. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**. 15(2):113-120.
41. Gracia, A. y Kensler, C.B. (1980). Las langostas de México: su biología y pesquería. **Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM**. México. 7 (2): 111-127.
42. Green-Ruiz, C. (2000). Geoquímica de metales pesados y mineralogía de la fracción arcillosa de los sedimentos de cuatro puertos del golfo de California. Tesis de doctorado. U.N.A.M., UACP y P-CCH-ICML, 329 pp.
43. Greig, R.A. y Wenzloff, D.R. (1977). Trace metals in finfish from the New York Bight and Long Island Sound. **Marine Pollution Bulletin**. 19:210-213.
44. González, H., Ramírez, M. y Ablanedo, N. (1991). Heavy Metals in Fish (*Micropogonias furnieri*) from Cienfuegos Bay, Cuba. **Marine Pollution Bulletin**. 22(9):469-471.
45. Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G. Martin, J.D., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W. Schneider, E. y Gamble, E. (1978). The mussel Watch. **Environmental Conservation** 5:101-125.
46. Gutiérrez-Galindo, E., Flores, G. y Rojas, V. (1989). Metales trazas en peces del valle de Mexicali, Baja California, México. **Ciencias Marinas**. 15(4):105-115.
47. Gutiérrez-Galindo, E., Flores-Muñoz, G., Ortega-Lara, V. Y Villaescusa-Celaya, A. (1994). Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza de Baja California (México-California, EE.UU). **Ciencias Marinas** 20(1):105-124.
48. Hall Jr, Lenwood W., Michael C. Ziegenfuss, Ronald D. Anderson and Brent L. Lewis, (1995). The effect of salinity on the acute toxicity of total and free cadmium to a Chesapeake bay copepod and fish. **Marine Pollution Bulletin**. 19: 376-384.
49. Hardiman, S. y Pearson, B. (1995). Heavy Metals, TBT and DDT in the Sydney Rock Oyster (*Saccostrea commercialis*) Sampled from the Hawkesbury River Estuary, NSW, Australia. **Marine Pollution Bulletin**. 30(8): 563-567.
50. Harding, L. y Goyette, D. (1989). Metals in northaest Pacific coastal sediments and fish, shrimp, and prawn tissues. **Marine Pollution Bulletin**. 20:187-189.

51. Hårdstedt-Roméo, M. (1982). Some aspects of the chemical composition of plankton from the North-Western Mediterranean sea. **Marine Biology**. 70:229-236.
52. Heath, A.G. (1987). **Water Pollution and fish Physiology**. CRC Press, Incorporation Boca Raton, Florida, 245 pp.
53. Horowitz, A. y Presley, B.J. (1977). Trace Metal Concentrations and Partitioning in Zooplankton, Neuston, and Benthos from the South Texas Outer Continental Shelf. **Archives of Environ. Contamination and Toxicology**. 5(2): 241-255
54. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (1995). Censo poblacional y vivienda. Resultados preliminares. Estados Unidos Mexicanos. 301 pp.
55. Izaguirre-Fierro, G., Páez-Osuna, F. y Osuna-López, J.I. (1992). Metales pesados en peces del valle de Culiacán, Sinaloa, México. **Ciencias Marinas**. 18(3): 141-156.
56. Julshamn, K. (1981). Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway, IV. The distribution of 17 elements in different tissues oyster (*Ostrea edulis*), common mussel (*Mytilus edulis*) and horse mussel (*Modiolus modiolus*) taken from unpolluted waters. **Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernering** 1:215-234.
57. Kargin, F. (1998). Metal concentrations in tissues of the Freshwater fish *Capoeta barroisi* from the Seyhan River (Turkey). **Bulletin of Environmental Contamination Toxicology**. 60:822-828
58. Klinkhammer, G.P. y Bender, M.L. (1981). Trace metal distributions in the Hudson river estuary. **Estuarine Coastal Shelfish Science**. 12 :629-643.
59. Kress, N., Hornung, H. y Herut, B. (1998). Concentrations of Hg, Cd, Cu, Zn, Fe and Mn in deep Sea Benthic fauna from the Southeastern Mediterranean Sea: A comparison study between fauna collected at a pristine area and at two waste disposal sites. **Marine Pollution Bulletin**. 39(11):911-921.
60. Krishnaswami, S., Baskaran, M., Fowler, S. W. y Heyraud, M. (1985). Comparative role of salps and other zooplankton in the cycling and transport of selected elements and natural radionuclides in Mediterranean waters. **Biogeochemistry**. 1: 353-360.
61. Krogh, M. y Scanes, P. (1996). Organochlorine compound and trace metal contaminants in fish near Sydney's ocean outfalls. **Marine Pollution Bulletin**. 33(7): 213-225.

62. Latouche, Y.D. y Mix, N.C. (1981). Seasonal variation in soft tissue weights and trace metal burdens in the bay mussel *Mytilus edulis*. **Bulletin of Environmental Contamination Toxicology**. 27:821-828.
63. Leland, H.V., Luoma, S.N., Elder, J.F. y Wilkes, D.J., (1977). Heavy metals and related trace elements. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. 49(6):1340-1369.
64. Leatherland, T.M., Burton, J.D., Culkin, F., McCartney, M.J. y Morris, R.J. (1973). Concentrations of some trace metals in pelagic organisms and of mercury in Northeast Atlantic Ocean water. **Deep Sea Research**. 20:979-685.
65. Man, S., Richard, L., Cheung, Y. H. y Chan, K.M. (1999). Metal concentrations in tissues of rabbitfish (*Siganus oramin*) collected from Tolo Harbour in Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**. 39:234-238.
66. Marcovecchio, J.E., Moreno, V.J. y Pérez, A. (1988). Determination of heavy metal concentrations in biota Bahía Blanca, Argentina. **Science Total Environmental Safety**. 75:181-190.
67. Martin, J. (1970). The possible transport of trace metals via moulted copepod exoskeletons. **Limnology and Oceanography**. 15(5): 756.-761.
68. Martin, J.H. y Knauer, G.A. (1973). The elemental composition of plankton. **Geochimica et cosmochimica. Acta** 37:1639-1653.
69. Martin, J.M. (1974). Metals in *Cancer irroratus* (Crustacea: Decapoda): Concentrations, concentration factors, discrimination factors, correlations. **Marine Biology**. 30:51-55.
70. Martin, J.H. , Bruland, K.W. and Broenkow, W.W.(1977). Cadmium transport in the California current. In: H.L. Windom and R.A. Duce (Editors), **Marine Pollutant Transfer**. Lexington Books, D.C. Heath and Company , Lexington, MA, 159-184 pp.
71. Martincic, C.D., Nurnberg, H.G., Stoepler, M. y Branica, M. (1984). Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Limfjord (North Adriatic Sea). **Marine Biology**. 81:177-188.

72. Mattsson, J. y Notini, M. (1985). Experimental recolonization by macrozoobenthos in a Bay polluted by municipal sewage, oil and heavy metals compared to an unpolluted Baltic Bay. **Ophelia**. 24(2): 111-124.
73. Mc Lean, C., Miskiewicz, A. y Roberts, E.A. (1991). Effect of three primary treatment sewage outfalls on metal concentrations in the fish *Cheilodactylus fuscus* collected along the coast of Sydney, Australia. **Marine Pollution Bulletin**. 22(3):134-140.
74. Méndez, N. y Páez-Osuna, F. (1998). Trace metals in two populations of the fireworm *Eurythoe complanata* from Mazatlán Bay: effect of body size. **Environmental Pollution**. 102:279-285.
75. Metcalf y Eddy (1996). Ingeniería de aguas residuales tratamiento, vertido y reutilización. Capítulo 3 Características de las aguas residuales. Vol. 1 Mc Graw-Hill, Nueva York, 752 pp.
76. Michel, J. y Zengel, S. (1998). Monitoring of oyster and sediments in Acajutla, el Salvador. **Marine Pollution Bulletin**. 36(4):256-266.
77. Miller, J. C. y Miller, J.N. (1988). **Statistics for Analytical Chemistry**. Ellis Horwood limited (England). 227 pp.
78. Moody, J.R. y Lindstrom, R.M. (1977). Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. **Analytical Chemistry**. 49:2264-2267.
79. Motulsky, H. (1997). Graph Pad Prism, versión 2. San Diego, California. USA. 385 pp.
80. Nauen, C.C. (1983). Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and products. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 487 pp.
81. Osuna-López, J.I., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C. y Romero-Ortega, P. (1989). Metales pesados disueltos y particulados en el Puerto de Mazatlán. **Anales de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM**. 16(2):307-320.
82. Osuna-López, J.I., Zazueta-Padilla, H., Frías-Espericueta, M., Izaguirre-Fierro, G. y López-López, G. (1997). Metales pesados en sedimentos superficiales del sistema Arroyo Jabalines-Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa, México. **Ciencias del Mar, UAS**. 15:43-49.

83. Páez-Osuna, F. y Tron Mayen, L. (1996). Distribution of heavy metals in tissues of the shrimp *Penaeus californiensis* from the northwest coast of México. **Environment International**. 22(4):443-450.
84. Páez-Osuna, F. y Tron Mayen, L. (1995). Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the northwest coast of Mexico. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 55:209-215.
85. Páez-Osuna, F., Frías-Espericueta, M.G. y Osuna-López, J.I. (1995a). Trace Metals in Relation to Seasonal and Gonadal Maturation in the Oyster *Crassostrea iridescens*. **Marine Environmental Research**. 40(1):19-31.
86. Páez-Osuna, F., Pérez-Gonzalez, R., Izaguirre-Fierro, G., Zazueta-Padilla, H. y Flores Campaña, L.M. (1995b). Trace metals concentrations and their distribution in the lobster *Panulirus inflatus* from the mexican pacific coast. **Environmental Pollution**. 90(2):163-170.
87. Páez-Osuna, F. y Ruiz-Fernández, C. (1995a). Trace metals in the mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. **Environmental Pollution**. 87:243-247.
88. Páez-Osuna, F. y Ruiz-Fernández, C. (1995b). Comparative bioaccumulation of trace metals in *Penaeus stylirostris* in estuarine and coastal environments. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 40:35-44.
89. Páez-Osuna, F., Osuna-López, J.I., Izaguirre-Fierro, G. y Zazueta-Padilla, H.M. (1993a). Heavy metals in oysters from subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. **Bulletin of Contamination and Toxicology**. 50:696-702.
90. Páez-Osuna, F., Osuna-López, J.I., Izaguirre-Fierro, G. y Zazueta-Padilla, H.M. (1993b). Heavy metals in clams from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. **Bulletin of Contamination and Toxicology**. 50:915-921.
91. Páez-Osuna, F., Zazueta-Padilla, H.M. y Izaguirre-Fierro, G. (1991b). Trace metals in bivalves from Navachiste lagoon, Mexico. **Marine Pollution Bulletin**. 22:305-307.
92. Páez-Osuna, F. y Marmolejo-Rivas, C. (1990a). Ocurrence and seasonal variation of heavy metals in the oyster *Saccostrea iridescens*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 44:129-134

93. Páez-Osuna, F. y Marmolejo-Rivas, C. (1990b). Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves, *Crassostrea corteziensis*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 45:538-544
94. Páez-Osuna, F., Izaguirre-Fierro, G., Godoy-Meza, R.I., González-Farías, F. y Osuna-López, J.I. (1988). Metales pesados en cuatro especies de organismos filtradores de la región costera de Mazatlán: Técnicas de extracción y niveles de concentración. **Contaminación Ambiental**. 4(1):33-41.
95. Páez-Osuna, F., Váldez-Lozano, D., Alexander, H.M., Fernández-Pérez, H. y Osuna-López, J.I. (1987a). Níquel y plomo en las fracciones disuelta y particulada del sistema fluvio-lagunar de la laguna de Términos, México. **Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM**. 14(1): 79-86.
96. Páez-Osuna, F., Váldez-Lozano, D., Alexander, H.M. y Fernández-Pérez, H. (1987b). Trace metals in the fluvial system of Términos lagoon, México. **Marine Pollution Bulletin**. 18(6):294-297.
97. Pastor A., Hernández, F., Peris, A.M., Beltrán J., V.-Sancho y T. Castillo M. (1994). Levels of heavy metals in some marine organisms from the western mediterranean area (Spain). **Marine Pollution Bulletin**. 28(1):50-53.
98. Peña-García, A., y Fowler-Scott, W. (1972). Análisis de microelementos en invertebrados marinos del Golfo de California. **Memorias del IV Congreso Nacional de Oceanografía**, (México):115-126.
99. Pequegnat, J.E., Fowler, S.W., y Small, L.F. (1969). Estimates for the zinc requirements of marine organism. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**. 26:145-150.
100. Pérez-González, R. (1986). Aspectos generales de la biología y la pesquería de las langostas *Panulirus inflatus* y *Panulirus gracilis* en la bahía de Mazatlán, Sinaloa. México. Tesis profesional, UNAM, 84 pp.
101. Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D., Fiszman, M. y Lima, N.R.W. (1985). Metais pesados no pescado da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro R.J. **Ciencia Cultural**. 37:297-302.

102. Phillips, D.J.H. (1977). The use of biological indicator organisms to monitor trace metals pollution in marine and estuarine environments a review. **Environmental Pollution**. 13:282-317.
103. Phillips, D.J.H. (1980). Quantitative aquatic biological indicators: Their use monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publishers, (London). UK. 488 pp.
104. Phillips, D.J.H y Muttarasin, K. (1985). Trace metals in bivalve molluscs from Thailand. **Marine Environmental Research**. 15:281-300.
105. Phillips, D.J.H y Rainbow, P.S. (1989). Strategies of trace metal sequestration in aquatic organisms. **Marine Environmental Research**. 28:207-212.
106. PNUMA, 1983. Comisión Permanente del Pacífico Sur. Sampling of selected marine organisms and sampled preparation for trace metal analysis. Reference methods for marine pollution. Studies No. 7, PNUMA, 1982. DOCUMENTO INFORMATIVO. PNUMA-CPPS/WG. 89/8.
107. Polikarpov, G.G., Oregioni, B. S., Parchevskaya, D.S. y Benayoun, G. (1979). Body burden of chromium, copper, cadmium, and lead in the neustonic copepod *Anomalocera Patersoni* (Pontellidae) collected from the Mediterranean Sea. **Marine Biology**. 53:79-82.
108. Rainbow, P.S. y White, S.L. (1989). Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans; zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and barnacle. **Hydrobiologia**. 174:245-252.
109. Rainbow, P.S. (1985). Accumulation of Zn, Cu and Cd by crabs and barnacles. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. 21:669-686.
110. Roth, I. y Hornung, H. (1977). Heavy metals concentrations in water, sediments and fish from Mediterranean coastal area, Israel. **Environmental Science and Technology**. 11:265-269.
111. Ruelas-Inzunza, Páez-Osuna (1999). Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (southeast Gulf of California). **Environmental Pollution** (en prensa).

112. Ruelas-Inzunza, R. y Páez-Osuna, F. (2000). Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (southeast gulf of California). **Environmental Pollution**. 107:437-449.
113. Ruppert, E. y Barnes, R. (1996). Zoología de los invertebrados. Mc Graw-Hill. Interamericana editores, S.A. de C.V. México, D.F. 1875 pp.
114. Ruiz, D.M.F. (1978). Recursos pesqueros de las costas de México. Secretaría de Pesca. Limusa, segunda edición, México, D.F. 131 pp.
115. Sánchez, M. R., Castro, G. y Machado, A. (1984). Determinación del crecimiento y algunas características biológicas de la corvina *Cynoscion reticulatos* (Günther 1864). Memoria de servicio social. Escuela de Ciencias del Mar U.A.S. Mazatlán, Sin. 51pp.
116. Sandler, H. (1984). Zinc and copper concentrations in benthic invertebrates considered in relation to concentrations in sediments and water in the Bothnian Sea (Northern Baltic). **Finnish Marine Research**. 250:19-32.
117. Schafer, H.A. (1984). Characteristics of municipal wastewater Southern California. **Coastal Water Research Project**. Biannual Report 1983-1984, pp 11-20.
118. Schulz-Baldes, M. (1992). Baseline study on Cd, Cu and Pb concentrations in Atlantic neuston organisms. **Marine Biology**. 112: 221-222.
119. Secretaría de Marina (1974). Estudio geográfico de la región de Mazatlán, Sinaloa. Secretaría de Marina. Dirección Genaral de Oceanografía y Señalamiento Marítimo, México. 351 pp.
120. Simkiss, K., y Mason, A.Z. (1983). Metal ions: metabolic and toxic effects. *In*: Wilbur K.M. (Ed). *The Mollusca, Environmental Biochemistry and Physiology*. Vol. 2 Academic Press. U.S.A. 361 pp.
121. Smith, J. D., Buttle, E.C., Grant, B.R., Little, G.W., Mills, N. y Milne, P.J. (1981). Distribution and significance of copper, lead, zinc, and cadmium in the Corio Bay ecoystem. **Australian Journal of Marine and Fresh-water Research**. 32:151-164.
122. Soto-Jiménez, M. (1998). Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del puerto de Mazatlán y áreas adyacentes: su normalización y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría. U.N.A.M., UACP y P-CCH-ICML, 245 pp.

123. Soto-Jiménez, M., Páez-Osuna, F. y Morales-Hernández, F. (2000). Selected trace metals in oyster (*Crassostrea iridescens*) and sediments from the discharge zone of the submarine sewage outfall in Mazatlan bay (southeast gulf of California): chemical fractions and bioaccumulation factors. **Environmental Pollution**. (In press).
124. Sunda, G.W., Tester, P.A. y Huntsman, S.A., (1987). Effects of cupric and zinc ion activities on the survival and reproduction of marine copepods. **Marine Biology**. 94:203-210.
125. Szefer, P., Szefer K. y Skwarzec B. (1990). Distribution of trace metals in some representative fauna of the Southern Baltic. **Marine Pollution Bulletin**. 21(2):60-62.
126. Szefer, P. (1998). Distribution and behaviour of selected heavy metals and other elements in various components of the southern Baltic ecosystem. **Applied Geochemistry**. 13:287-292.
127. Szefer, P., Ali, A.A., Ba-Haroon, A.A., Rajeh, J. G y Nabrzyski, M. (1999). Distribution and relationships of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden, Yemen. **Environmental Pollution**. 106:299-314.
128. Talbot, V. y Chegwidde, A. (1982). Cadmium and other heavy metal concentrations in selected in biota from Cockburn sound, Western Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**. 33:779-788.
129. Tennant, D.A. y Forster, W.D. (1969). Seasonal variation and distribution of 65-Zn, 54-Mn, and 51-Cr in tissues of the crab *Cancer magister* Dana. **Health Physics**. 18:649-659.
130. Tervo, V., Erkomaa, K., Sandler, H., Miettinen, V. Parmanne, R. y Aro, E. (1980). Contents of metals and chlorinated hydrocarbons in fish and benthic invertebrates in the Gulf of Bothnia and Gulf of Finland in 1979. **Aqua Fennica**. 10:42-57.
131. Tessier, A., Campbell, P.G.C. y Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**. 51(7):844-851.
132. UNEP/FAO/IAEA (1982). Determination of total cadmium, zinc, lead and copper in selected marine organisms by atomic absorption spectrophotometry. Reference Methods for Marine Pollution Studies No. 11. 18 pp.

133. Vasilikiotis, G., Fytianos, K. y Zotou, A. (1983). Heavy metals in marine organism of the North Aegean Sea, Greece. **Chemosphere**.12:75-81.
134. Villa, N. y Pucci, E.A. (1987). Seasonal and spatial distributions of copper, cadmium and zinc in the seawater of Blanca Bay. **Estuarine Coastal Shelfish Science**. 25:67-80.
135. Villareal-Treviño, C.M., Obregón-Morales, M.E., Lozano-Morales, J.F. y Villegas-Navarro, F. (1986). Bioaccumulation of lead, copper, iron and zinc by fish in a transect of the Santa Catarina river in Cadereyta Jimenez, Nuevo Mexico. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 24:727-734.
136. Waldichuk, M. (1985). Biological availability of metals to marine organisms. **Marine Pollution Bulletin**.16:7-9.
137. Wangersky, P.J. (1961). Manganase in ecology. pp. 499-508 *In*: Proceedings of the first National Symposium of Radioecology. Fort Collins. Colorado, 1961. Reinhold Publishers. New York.
138. Ward, T.J., Correll, R.L. y Anderson, R.B. (1986). Distribution of cadmium, lead and zinc amongst the marine sediments, seagrasses and fauna, and the selection of sentinal accumulators, near a lead smelter in South Australia. **Australian Journal of Marine and Fresh-water Research**. 37:567-585.
139. Watling, H.R., Watling, R.J. (1976). Trace metals in oysters from Knysna estuary. **Marine Pollution Bulletin**. 7:45-48.
140. Weeks, J.M. y Rainbown, P.S. (1991). The uptake and accumulation of zinc and copper from solution by two species of talitrid amphipods. **Journal of the Marine Biology Association of the U.K.** 71:811-826.
141. White , S.L., Rainbown, P.S.(1985). On the metabolic requirements for copper and zinc in molluscs and crustaceans. **Marine Environmental Research**. 16:215-229.
142. Yoshinari, T. y Subramanian, V. (1976). Adsorption of metals by chitin. *In*: Nriagu, J.O. (ed.). **Environmental biogeochemistry**. Vol. 2 Metals transfer and ecological mass balances. Ann Arbor, Michigan :541-555.
143. Young, D.R., Moore, M.D., Jan, T.K. y Eganhouse, R.P. (1981). Metals in seafood organisms near a large California municipal outfall. **Marine Pollution Bulletin**. 12:134-138.