



UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

Niveles de Metales en Sedimento Superficial y Pasto Marino *Zostera marina* en lagunas Costeras de Baja California y Alaska

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
O C E A N O L O G O
P R E S E N T A
MIRIAM DEL C. MORALES RAMIREZ

Ensenada, Baja California, Septiembre del 2002

Resumen

Elevadas concentraciones de metales se han encontrado en lagunas costeras que presentan influencia antropogénica. Estos metales pueden ser transferidos a través de la cadena trófica. Algunos pastos marinos, por ejemplo, pueden asimilar los metales que se encuentran en el sedimento y transferirlos a organismos que se alimentan de ellos. En las lagunas costeras de Baja California y Alaska, el pasto marino *Zostera marina* es el componente vegetal más importante, y es el principal alimento para el ganso negro *Branta bernicla*. No obstante la gran importancia ecológica de *Z. marina* como alimento de una serie de herbívoros, se desconoce si los metales pesados son asimilados del sedimento e incorporados en el tejido de los pastos en algunas lagunas costeras de Alaska y Baja California. Consecuentemente, en este trabajo se determinó la concentración de Ni, Cu, Co, Pb, Fe, Mn y Zn en la fracción lábil del sedimento y en las hojas de *Zostera marina*. Los metales del sedimento y los pastos se evaluaron en dos sitios de Izembek, Alaska así como el Estero Punta Banda (EPB), San Quintín (SQ), Ojo de Liebre (OL) y San Ignacio (SI). Los metales se extrajeron del sedimento y las hojas de *Z. marina* mediante una acidificación, y su concentración fue determinada con un espectrofotómetro de absorción atómica. Se encontró una correlación entre las concentraciones de los metales en los sedimentos y la abundancia de limos y arcillas, lo cual sugiere que la concentración de los metales en el sedimento está regulada por el tamaño de grano. La abundancia de limos y arcillas fue mayor en SQ, EPB y

las lagunas de Alaska, mientras que OL y SI presentaron concentraciones menores de limos y arcillas. Los metales más abundantes de las lagunas estudiadas fueron $Fe > Mn > Zn$. Se observó una correlación entre la concentración de los metales en el sedimento de todas las lagunas y la concentración de Fe. Lo anterior sugiere que el Fe, al ser el metal más abundante en el sedimento, regula la química y la concentración de los demás metales. En general, la mayor abundancia de metales en el sedimento se encontró en SQ, EPB y las lagunas de Alaska, que son lagunas con un notable impacto antropogénico. Al igual que en los sedimentos, los metales más abundantes en las hojas de *Z. marina* de las lagunas estudiadas fueron $Fe > Mn > Zn$. Se encontró una correlación positiva entre la concentración de Fe, Mn, Cd, Ni y Pb en sedimentos y la concentración en las hojas de *Z. marina* en las lagunas de Alaska, SQ y OL. Las mayores concentraciones de Fe, Mn, Zn y Pb en el sedimento de SQ se observó en las zonas de descarga de arroyos y zonas de baja energía. La concentración de Cd, Co, Cu y Ni en el sedimento de SQ se distribuyeron de una manera homogénea. La concentración de Mn, Ni y Zn en el tejido de *Z. marina* fue mayor en las zonas de baja energía.

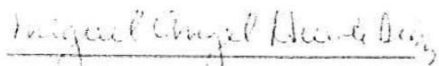
NIVELES DE METALES EN SEDIMENTO SUPERFICIAL
Y PASTO MARINO *Zostera marina* EN LAGUNAS
COSTERAS DE BAJA CALIFORNIA Y ALASKA.

TESIS
QUE PRESENTA:
MIRIAM DEL CARMEN MORALES RAMÍREZ

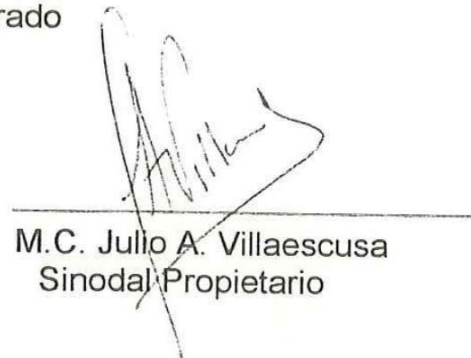
Aprobada por:



Dr. Alejandro Cabello Pasini
Presidente del Jurado



Dr. Miguel A. Huerta Díaz
Sinodal Propietario



M.C. Julio A. Villaescusa
Sinodal Propietario

Dedico esta tesis a mi dulce amor, **Oliver Aguirre Morales**

Agradecimientos

Agradezco a las siguientes personas por su invaluable ayuda en la realización de esta tesis:

A mi queridísimo director, Alejandro Cabello

A mi gran amor, Eneas Aguirre von Wobeser

A mis sinodales
Miguel Ángel Huerta
Julio Villaescusa

David Ward

A las siguientes personas por su ayuda técnica y su gran apoyo:

Arturo Siqueiros
Raquel Muñiz
Edgar Arroyo
Alonso Galindo

A mí adorada familia

A un padre ejemplar y maravilloso, Jesús Morales
A mi madre hermosa, Elena Ramírez
A mi hermanito Edgar por ser tan chido
A mi hermana Angélica, la más tierna y dulce
A mi hermana Lola

A todos mis cuates por enseñarme el significado de la amistad:

Socorro, Raquel Rojas, Raquel Muñiz, Alec, Miriam, Goya, Edith, Gaby Prior, Gaby Medellín, Claudia Gómez, Lizz, Karel, Blanca García, Luis Flores, Fidel Mendoza, Silvia Medina, Jorge (Pájaro), Erika Cassio, Elalt, Dania, Dirse, Dalila, Erick Bravo, Giovanni, Ana Odette

A los Torpedos, Polipos y Sharkologos

Facultad de Ciencias Marinas
Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Universidad Autónoma de Baja California

Índice

Resumen.....	II
Votos aprobatorios.....	IV
Dedicatoria.....	V
Agradecimientos.....	VI
Lista de Figuras.....	IX
Lista de Tablas.....	X
Introducción.....	1
Antecedentes.....	4
Hipótesis.....	8
Objetivos.....	9
Áreas de Estudio.....	10
Laguna de Izembek.....	10
Estero Punta Banda.....	10
Bahía San Quintín.....	13
Ojo de Liebre.....	15
San Ignacio.....	15
Metodología.....	18
Colecta.....	18
Granulometría.....	19
Extracción de metales.....	19
Porcentaje de recuperación de metales en el estándar certificado.....	20

Análisis de metales en sedimento y pasto marino.....	20
Análisis estadístico.....	21
Resultados.....	23
Relación de la concentración de Fe y la granulometría.....	23
Relación entre la concentración de Fe y la concentración de los metales en e l sedimento.....	23
Concentración de metales en el sedimento.....	27
Concentración de metales en <i>Zostera marina</i> en todas las lagunas estudiadas.....	31
Distribución de la concentración de metales en sedimento de la laguna San Quintín.....	36
Distribución de la concentración de metales en el pasto marino <i>Zostera marina</i> de la laguna San Quintín.....	36
Relación entre la concentración de metales en sedimento y la concentración de metales en <i>Zostera marina</i>	41
Discusiones.....	43
Conclusión.....	50
Literatura Citada.....	51

Lista de Figuras

Figura 1. Laguna de Izembek, Alaska, EEUU.....	11
Figura 2. Estero Punta Banda	12
Figura 3. Bahía de San Quintín.....	14
Figura 4. Laguna de Ojo de Liebre.....	16
Figura 5. Laguna San Ignacio.....	17
Figura 6. Correlación entre la concentración de Fe en sedimento contra el tamaño de grano.....	24
Figura 7. Correlación entre la concentración de Fe contra la concentración de Zn en sedimentos.....	25
Figura 8. Concentración de Mn, Cu, Zn y Cd en sedimentos.....	28
Figura 9. Concentración de Ni, Pb, Co Y Fe en sedimentos.....	29
Figura 10. Concentración de Mn, Cu, Zn y Cd en <i>Zostera marina</i>	33
Figura 11. Concentraciones de Ni, Pb, Co y Fe en <i>Zostera marina</i>	34
Figura 12. Distribución de los metales Cd, Co, Cu y Ni en sedimento de la Laguna de San Quintín.....	37
Figura 13. Distribución de los metales Fe, Mn, Zn y Pb en sedimento de la Laguna de San Quintín.....	38
Figura 14. Distribución de los metales Fe, Mn, Zn y Ni en <i>Zostera marina</i> de la Laguna de San Quintín.....	39
Figura 15. Distribución de los metales Cd, Co, Pb y Cu en <i>Zostera marina</i> de la Laguna de San Quintín.....	40

Lista de tablas

Tabla 1. Estándar de Hojas de Cítrico.....	22
Tabla 2. Correlación entre la concentración de Fe contra la concentración de cada metal en el sedimento.....	26
Tabla 3. Diferencias significativas en la concentración de los metales en sedimento para las distintas lagunas.....	30
Tabla 4. Diferencias significativas en la concentración de los metales en <i>Zostera marina</i> para las distintas lagunas.....	35
Tabla 5. Correlación entre la concentración de metales en sedimento con la concentración de metales en <i>Zostera marina</i> de todas las lagunas.....	42

Introducción

Los metales pesados o traza son elementos que se transforman en especies químicas con diferentes grados de toxicidad durante las etapas de su ciclo biogeoquímico en el medio ambiente (Cortina, 1998). Estos elementos, que se encuentran en la atmósfera, agua, corteza terrestre y seres vivos, son transportados y transformados por fenómenos naturales (precipitación pluvial, erosión, transferencia en la cadena trófica) y mecanismos antropogénicos (Lantzy y Mackenzie, 1979).

Los metales pueden ser incorporados y acumulados en sedimento, tejido vegetal y tejido animal. En el sedimento los metales son acumulados en el agua intersticial y en las partículas sedimentarias. La acumulación de metales en el sedimento está controlada principalmente por la tasa de sedimentación, el tamaño de grano, la hidrodinámica del océano que rige la energía del oleaje y de la marea, la depositación química, las actividades biológicas del ambiente y los distintos tipos de afluentes naturales y antropogénicos. Debido a las altas tasas de sedimentación, los niveles de metales en estuarios y lagunas costeras, son generalmente elevados. Las lagunas costeras son cuencas depositacionales de baja energía que generalmente están dominadas por sedimento fino que facilita la precipitación y acumulación de metales (Krumglaz *et al.*, 1992). No obstante la importancia, ecológica, económica y recreacional de las lagunas costeras, en general se conoce poco de la abundancia de metales pesados en estos cuerpos de agua en Baja California.

Se ha demostrado que los vegetales pueden asimilar pasiva o activamente gran cantidad de metales disueltos en la columna de agua y del agua intersticial y que estos últimos reaccionan bioquímicamente para formar parte de la estructura molecular de algunos péptidos (Lyngby y Brix, 1983). Aunque los pastos marinos pueden asimilar metales a través de las hojas, en general, presentan una mayor acumulación en las raíces y rizomas. A su vez, las raíces acumulan más metales que los rizomas debido a que poseen una mayor área superficial y debido a que los filamentos de las raíces presentan sitios activos de absorción de nutrientes (Lyngby *et al.*, 1982). El pasto marino *Zostera marina*, por ejemplo, acumula tres veces más Zn en las raíces que en los rizomas y las hojas, debido a que únicamente el 30% de los metales absorbidos en las raíces pasan a las partes altas del pasto, proceso que se denomina translocación. Sin embargo, esto no sucede con el Cd, para el cual la translocación es casi nula, posiblemente debido a que el pasto marino transloca únicamente metales que son utilizados como nutrientes durante su crecimiento (Lyngby *et al.*, 1982).

El pasto marino *Zostera marina L.* es un componente dominante de los cuerpos costeros de Baja California (Cabello-Pasini, 1984), y es el principal alimento para la branta negra (*Branta bernicla*) durante su migración invernal de Alaska a las lagunas costeras de Baja California (Reed *et al.*, 1998). En el caso de San Quintín, más de 50,000 brantas se alimentan exclusivamente de *Z. marina* durante su estancia invernal en esta zona. Pese a la importancia

ecológica de las praderas de *Z. marina* para la sobrevivencia de las decenas de miles de brantas negras en San Quintín y otras lagunas costeras de Baja California, se desconoce la relación entre la concentración de metales en el sedimento y la presente en el tejido vegetal del pasto.

El uso industrial y doméstico de los metales ha provocado que las cantidades aportadas por descargas antropogénicas de algunos metales a los sistemas marinos costeros sean mayores que las aportadas por mecanismos naturales. Las lagunas costeras afectadas por impactos antropogénicos generalmente presentan incrementos en las concentraciones de metales en todos los niveles de la cadena trófica de estos cuerpos costeros. Por esta razón, el aporte antropogénico de metales es el que más daño ecológico puede causar (Forstner y Salomon, 1980). Algunas lagunas costeras de Baja California se encuentran bajo una creciente presión de desarrollo urbanístico e industrial (Aguirre *et al.*, 2001). En San Quintín, el desarrollo agrícola se ha duplicado en la última década sin que se conozca cual es el impacto que esta actividad económica puede tener sobre la acumulación de metales en la laguna. Consecuentemente, el objetivo de este trabajo fue el de evaluar los niveles de metales en el sedimento y en el pasto marino *Z. marina* de las lagunas costeras dominadas por esta planta, las cuales son utilizadas como refugio por la branta negra en Baja California (México) y Alaska (EU). Adicionalmente, se evaluará la relación entre los metales del sedimento de las lagunas y el tejido del pasto marino *Z. marina*.

Antecedentes

Las lagunas costeras son cuencas depositacionales muy productivas (Martin y Thomas, 1994), de gran potencial económico y ecológico, con tipos de sedimentos que varían desde arenas de cuarzo y depósitos de esqueletos calcáreos, hasta granos finos (limos y arcillas). Esta variedad de tamaño de grano refleja la actividad hidrodinámica de estos cuerpos de agua, así como la depositación y sedimentación que varían con las estaciones del año, las lluvias, la temperatura y la latitud de las lagunas costeras (UNESCO, 1981).

Los granos del sedimento representan un sustrato físico de acumulación de metales que interactúan con factores físicos y biológicos. La concentración de cada metal en el sedimento de las lagunas se determina por la mezcla heterogénea de componentes minerales unidos en una matriz, la cual está compuesta por diferentes tamaños de grano. Es generalmente aceptado que los metales se concentran en las fracciones de sedimentos de limos y arcillas (las cuales están compuestas por partículas de tamaño menor a 0.063 mm), debido a su gran área superficial y a la fuerte capacidad de adsorción de los limos (Krumglaz *et al.*, 1992).

Las altas concentraciones de metales en el medio ambiente pueden afectar a los distintos niveles de la cadena trófica. La densidad y diversidad de la biota pueden ser afectadas por un incremento de los metales en el sedimento, ya que estos metales pueden alterar la salinidad, la capacidad de intercambio de cationes y el pH del habitat (Smith *et al.*, 1982). Por otro lado, se

ha demostrado que una deficiencia en Mn, Fe, Zn, Ni, Co y Cu, los cuales son metales bioactivos, limita la producción oceánica de fitoplancton, mientras que un exceso de estos metales inhibe completamente su crecimiento (Bruland *et al.*, 1991). También se ha demostrado que algunas macrofitas pueden verse afectadas en su germinación debido a la sola presencia de Hg y Pb, mientras que los metales Cd, Cu y Zn afectan a la germinación dependiendo de la concentración a la que se encuentren (Deborah y Kraus, 1990). Otro estudio ha revelado que las altas concentraciones de metales pueden causar alteraciones en la estructura genética, disminución en el crecimiento o desarrollo, inhibición de la reproducción y aumento en la mortalidad en algunos organismos marinos (Reynoldson, 1987).

Algunas lagunas costeras del hemisferio norte templado se encuentran pobladas por pastos marinos, en donde *Zostera marina* es la macrofita más abundante (Lyngby y Brix, 1982, Zimmerman *et al.*, 1994, Cabello *et al.*, en prensa). Esta especie de pasto marino forma densas praderas de vegetación que sirven como resguardo para la fauna (Lyngby y Brix, 1984), y como alimento para aves, peces, crustáceos y muchos organismos que residen en las hojas. Los sedimentos de las praderas de *Z. marina* están compuestos, principalmente, por arenas finas, limos y arcillas (Gorsiline y Stewart, 1960-61). Por otro lado, el pasto marino *Z. marina* juega un papel muy importante en el ciclo biogeoquímico de los metales debido a que sus raíces pueden actuar

como un sumidero o fuente de metales en la columna de agua (Lyngby y Brix, 1984).

La morfología de los pastos marinos es similar a la de los pastos terrestres y consta de raíz, rizomas y hojas. En las plantas terrestres la aportación de nutrientes de las raíces a las hojas es mayor que en las especies marinas, de tal manera que los pastos marinos presentan un intercambio bidireccional (raíces-rizomas-hojas) de fósforo y nitrógeno (Lyngby et al., 1982). Sin embargo, *Z. marina* tienen una gran capacidad de acumulación de metales, por lo que puede ser un constituyente significativo en la vía y transporte de los metales a niveles más altos de la cadena trófica. En el caso específico de las lagunas costeras de Baja California y Alaska, *Z. marina* controla la distribución del ave migratoria *Branta bernicla* ya que es su principal alimento. De esta forma los metales pueden ser transferidos a estas aves por medio del consumo de hojas de *Zostera marina*, por lo que esta planta podría servir como un organismo bioindicador de metales, ya que tiene tamaño adecuado, es muy abundante en el área de estudio y, sobre todo, es sedentaria y fácil de coleccionar.

En las dos últimas décadas se han realizado estudios, en los cuales se comparan las concentraciones de metales en sedimentos, pastos marinos, algas, moluscos y aves de lagunas costeras antropogénicamente impactadas, contra lagunas costeras consideradas como prístinas. Estos estudios han revelado que las concentraciones de metales en sedimento (Scott y Wrigth, 1988; Palenques et al, 1998; Lyngby y Brix, 1987; Bothner et al., 1998), pastos

marinos (Chenhall *et al.*, 1992; Campanella *et al.*, 2001; Lyngby y Brix, 1982), algas (Haritonidis y Malea, 1999), moluscos (Campanella *et al.*, 2001), aves (Scanlon *et al.*, 1980; Burger *et al.*, 1984) son mucho mayores en las lagunas antropogénicamente impactadas. Por esta razón es importante conocer los efectos que los metales tienen en los diferentes niveles tróficos de estas lagunas. El grado de impacto antropogénico en algunas lagunas costeras de Baja California ha aumentado en la última década debido a incrementos en las actividades agrícolas y de urbanización (Aguirre *et al.*, 2001). Sin embargo, se desconoce en qué grado el aumento de estas actividades puede afectar las concentraciones de metales en las lagunas costeras.

Varios estudios han coincidido en que existe una relación entre la concentración de metales en el sedimento y la concentración de metales en plantas vasculares (Kraus, 1988; Lyngby, 1987; Cauwet, 1987), razón por la cual los sedimentos de las lagunas costeras han sido ampliamente utilizados para monitorear la concentración de estos metales. Sin embargo, para establecer la disponibilidad a la biota de los metales de los sedimento es necesario evaluar también las concentraciones de los metales asociados a un organismo, como podría ser el pasto marino *Z. marina* (Lyngby, 1987). No obstante la importancia de estos pastos en la ecología de las lagunas costeras de Baja California se desconoce el efecto que los metales pueden tener en la fisiología y bioacumulación de *Z. marina*, así como su posible impacto sobre otros componentes biológicos de las lagunas costeras.

Hipótesis

1. Los niveles de metales pesados (Ni, Cd, Co, Cu, Zn, Fe, Mn y Pb) en la fracción lábil de sedimentos superficiales son más elevados en las lagunas costeras de Alaska y Baja California con mayor influencia antropogénica.
2. Los niveles de metales pesados (Ni, Cd, Co, Cu, Pb, Mn, Zn y Fe) en el pasto marino *Zostera marina* son proporcionales a la concentración de estos metales en la fracción más lábil de los sedimentos superficiales de las lagunas costeras estudiadas.

Objetivo General

Establecer la relación entre los niveles de metales en el sedimento y el tejido del pasto marino *Zostera marina* en lagunas costeras localizadas en la ruta migratoria de la *Branta bernicla*.

Objetivos Particulares

1. Determinar la concentración de Ni, Cd, Co, Cu, Zn, Fe, Mn y Pb en la fracción lábil del sedimento superficial de Izembek (Alaska, EU) y de Estero Punta Banda, San Quintín, Ojo de Liebre y San Ignacio (Baja California, México).
2. Determinar la concentración de Ni, Cd, Co, Cu, Zn, Fe, Mn y Pb en el tejido vegetal del pasto marino *Zostera marina* que habita las lagunas costeras de Alaska, Estero Punta Banda, San Quintín, San Ignacio y Ojo de Liebre.
3. Evaluar la relación entre la concentración de los metales en la fracción lábil del sedimento superficial y la concentración de los metales en el tejido del pasto marino *Zostera marina*.

Áreas de Estudio

Laguna de Izembek, Alaska (AKa y AKb)

Izembek ($15^{\circ}55'N$, $163^{\circ}15'W$) es una laguna costera de aproximadamente 380 km^2 que se encuentra localizada en el extremo norte de la Península de Alaska, EU (Fig. 1). El agua de la laguna es generalmente clara excepto en las zonas adyacentes a las descargas de los ríos y se ha calculado que el 83% de la laguna está compuesta por planicies de inundación intermareal (Ward et al., 1997). Los sitios Grant Point Site y Round Island son utilizados activamente por la branta negra como áreas de alimentación durante la primavera y verano. Grant Point Site (AKb) se encuentra a menos de 100 m de una base de la fuerza aérea estadounidense que estuvo activa de 1960 a 1982, mientras que Round Island (AKa) se encuentra a aproximadamente 5 km al noroeste de Grant Point.

Estero Punta Banda (EPB)

El Estero Punta Banda ($15^{\circ}55'N$, $163^{\circ}15'W$) es una laguna costera de aproximadamente 14 km^2 que se encuentra localizada en el extremo sur de la Bahía de Todos Santos y a 13 km del puerto de Ensenada, Baja California, México (Fig. 2). En la parte norte está situada la boca, la cual brinda una

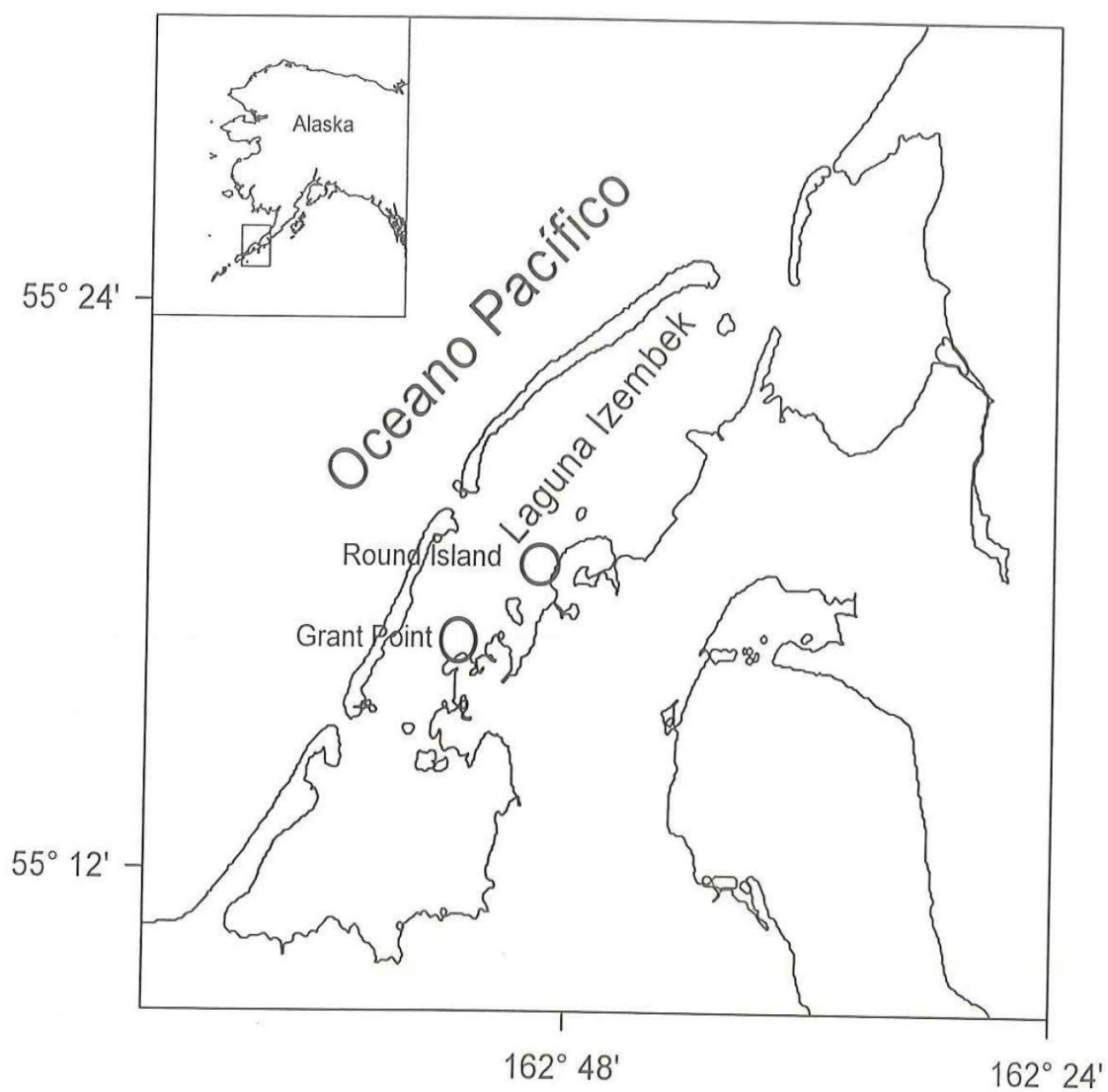


Figura 1. Laguna de Izembek, Alaska, EU. Los círculos representan las zonas estudiadas.

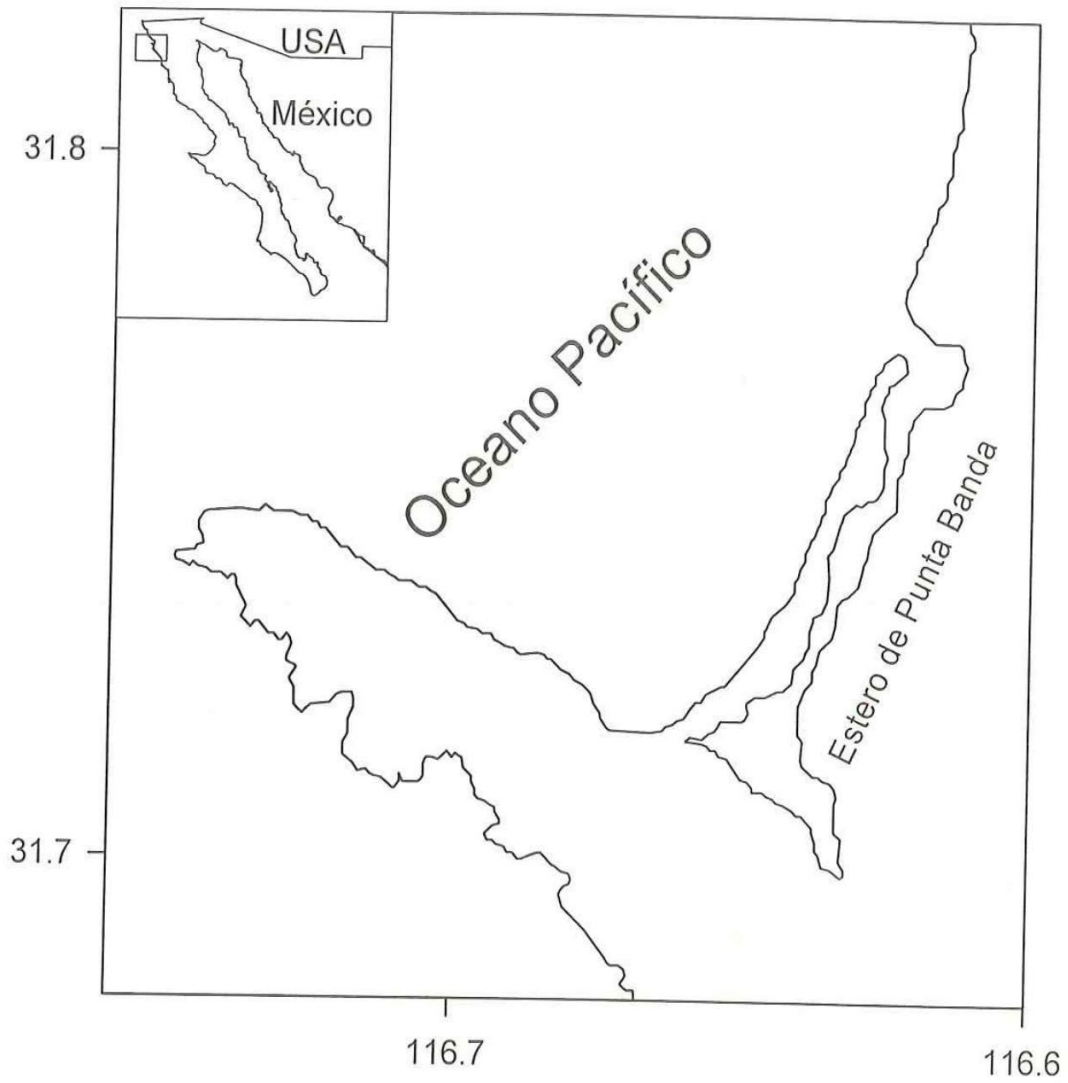


Figura 2. Estero Punta Banda, Baja California, México.

comunicación libre con la Bahía y que consta de un canal principal cuya profundidad es de aproximadamente 4 m. Esta laguna recibe aportes de los arroyos San Carlos y San Antonio en épocas de lluvias, las cuales se presentan generalmente en el invierno.

Bahía de San Quintín (SQ)

El Valle de San Quintín (30°29' N, 115°57' W) se extiende en dirección norte-sur en la costa oeste de la Península de Baja California, México (Barnard, 1962). La Bahía San Quintín es una laguna costera de aproximadamente 42 km² en forma de "Y", comunicada con el mar en su extremo sudoeste, en la base de la "Y" (Fig. 3). El aporte sedimentario a la laguna es principalmente marino, pero existe un aporte de los arroyos, principalmente el San Simón en Bahía San Quintín, el cual se presenta durante la temporada de lluvias en el invierno.

El área adyacente a San Quintín es una zona de surgencias costeras, las cuales disminuyen la temperatura e influyen la salinidad de la laguna (Zertuche y Álvarez, 1978). San Quintín es una laguna costera de tipo antiestuario, en la cual sus principales flujos de agua con el exterior son la evaporación, la precipitación y los flujos subterráneos del sistema San Simón. El tiempo de residencia del agua en la bahía es de aproximadamente 15 días para verano y 28 días para invierno. Las surgencias y la resuspensión de material del fondo por turbulencias asociadas a corrientes de marea y vientos, y

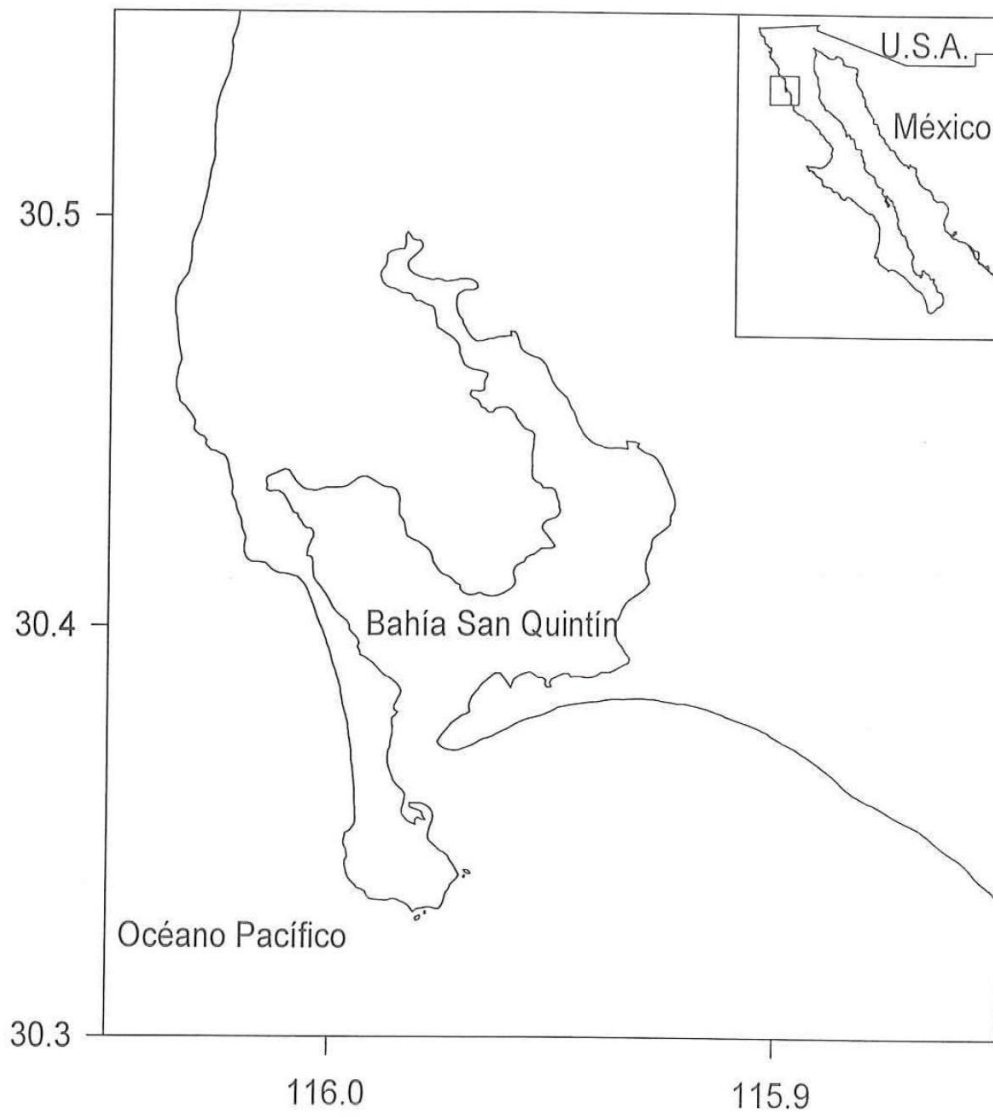


Figura 3. Bahía de San Quintín, Baja California, México.

su remineralización incrementan las concentraciones de nutrientes (Millán *et al.*, 1982).

Laguna Ojo de Liebre (OL)

La laguna Ojo de Liebre es una laguna costera de aproximadamente 500 Km² (27°35'N y 113°50'W) que se encuentra localizada en el interior de Bahía Vizcaíno, Baja California Sur, México (Fig. 4). Esta laguna, junto con las lagunas de San José y Manuela, forman un complejo lagunar, separado entre sí por medio de un campo de dunas de origen eólico. Entre la Laguna Ojo de Libre y Guerrero Negro se encuentra una zona de dunas que está formada principalmente por arena fina de cuarzo. El clima es árido, con precipitaciones de apenas 3 cm año⁻¹, razón por la cual no existen escurrimientos importantes a las dos lagunas. En esta laguna el número de habitantes en la zona adyacente es menor de 10,000 habitantes.

Laguna San Ignacio (SI)

La laguna San Ignacio (26°36' N, 113°03' W) es una laguna costera de aproximadamente 196 km² que se encuentra localizada a aproximadamente 200 km al sur de la laguna Ojo de Liebre en Baja California Sur, México (Fig. 5). El clima es templado semi-desértico con lluvias escasas durante todo el año, con una población menor de 1000 habitantes que se dedican principalmente a la pesca y al ecoturismo, por lo que el impacto antropogénico debería ser mínimo en esta región.

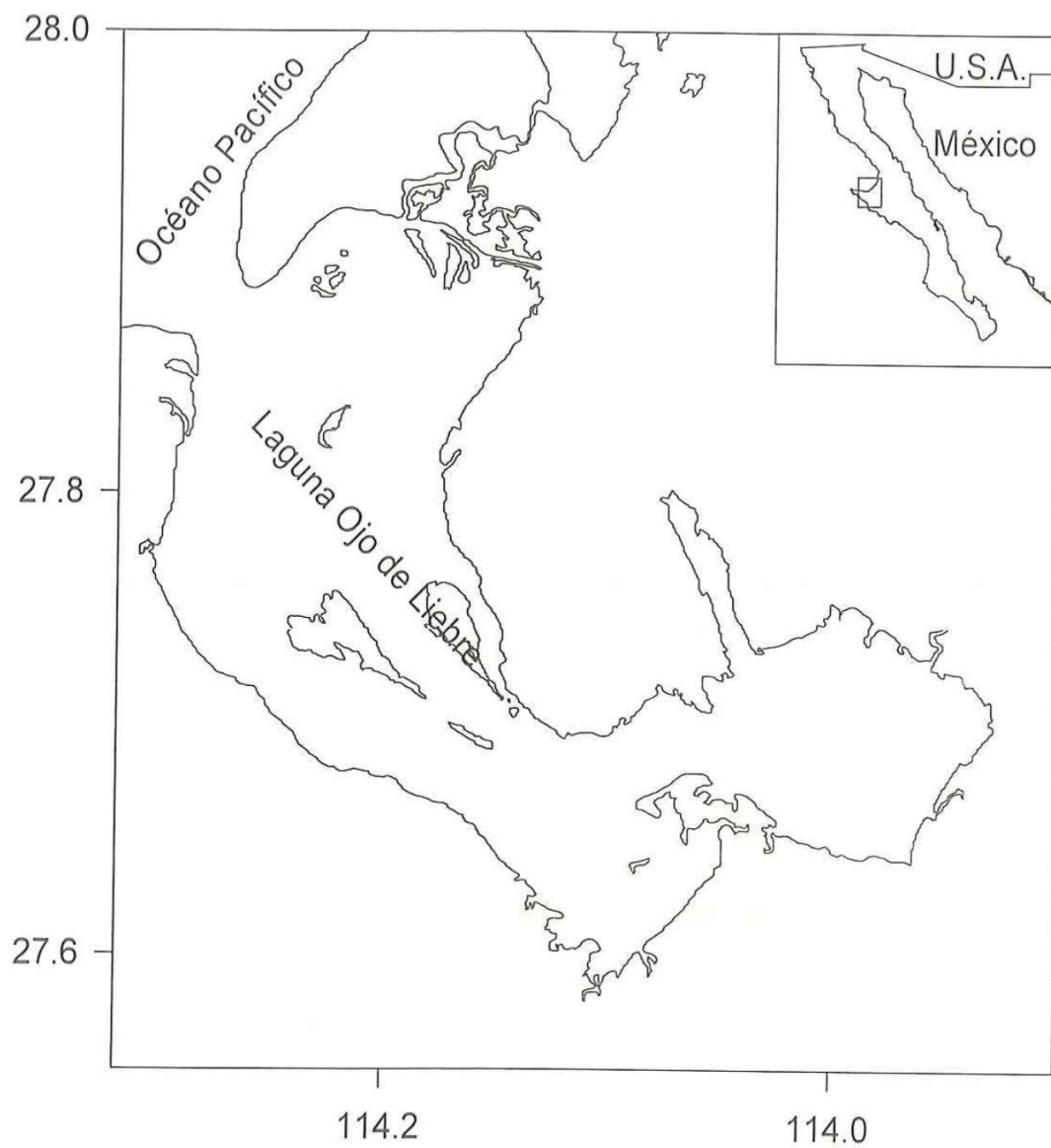


Figura 4. Laguna Ojo de Liebre, Baja California, México.

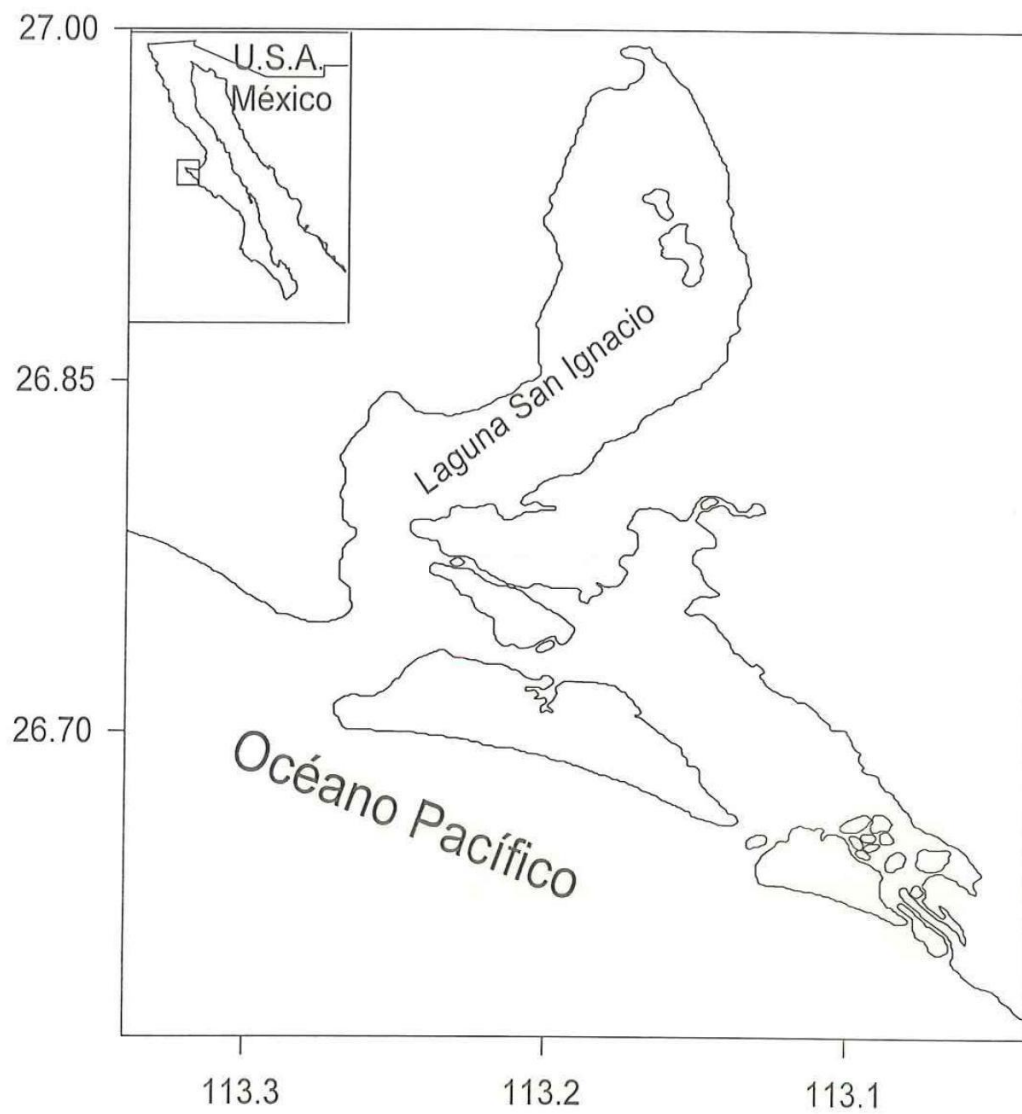


Figura 5. Laguna San Ignacio, Baja California, México.

Metodología

Colecta: Los sedimentos superficiales y el pasto marino *Zostera marina* se colectaron manualmente (15 a 40 muestras por laguna) durante la marea baja.

Las muestras de sedimentos superficiales recolectadas fueron almacenadas en tubos de plástico de 50 mL de y las muestras fueron transportadas en una hielera al laboratorio donde se secaron en una estufa a 70°C, hasta obtener peso constante. Los tubos de plástico y las bolsas de plástico fueron previamente descontaminados con HCl al 10% (v/v) durante 24 h, posteriormente se enjuagaron con agua desionizada y fueron secados en una estufa.

Las hojas de *Zostera marina* fueron colectadas manualmente en la zona inmediatamente adyacente a la correspondiente muestra de sedimento. Como parte del proceso de limpieza se enjuago la muestra para eliminar epifitas, epibiontes y sedimento. Las muestras se almacenaron en bolsas de plástico previamente descontaminadas. Las muestras fueron transportadas al laboratorio en hieleras donde se secaron en una estufa a 60°C hasta obtener peso constante.

Granulometría: El análisis granulométrico del sedimento se realizó a partir de la muestra seca, la cual se homogeneizó dentro del mismo tubo De plástico. Posteriormente el sedimento se tamizó para separar las partículas menores a 1 mm, a las cuales se les agregó metafosfato de sodio (0.2 g L^{-1}) como agente dispersante. Una vez hecho lo anterior las partículas se mantuvieron en agitación constante para obtener la mejor homogenización posible de la muestra. Finalmente se tomaron aproximadamente 2 mL de esta fracción con una pipeta Pasteur y se colocaron en un analizador de partículas (Horiba LA-910) para obtener la distribución en porcentaje del tamaño de grano.

Extracción de metales

Sedimentos: Se utilizaron aproximadamente 2.5 g de sedimento seco, los cuales fueron puestos en un tubo de plástico de 50 mL y digeridos por triplicado con 20 mL de HCl 1N durante 16 horas con agitación constante. Posteriormente las muestras se centrifugaron y los sobrenadantes se decantaron en un tubo de plástico de 15 mL (Huerta-Díaz y Morse, 1990).

Pasto marino: Se pesaron aproximadamente 0.5 g de hojas deshidratadas de *Zostera marina* en un matraz Erlenmeyer de 250 mL con tapa de vidrio para reflujo y se agregaron 10 mL de HNO_3 concentrado. La muestra se digirió por 3 horas a aproximadamente 100°C , después de las cuales se agregaron 5 mL de H_2O_2 al 35% (v/v) y se continuó digiriendo en reflujo por 2

horas a 100°C. Finalmente el digerido se evaporó a sequedad y se agregaron 5 mL de HNO₃ al 1% (v/v) para redissolver los metales. Este procedimiento se repitió hasta completar 15 ml de volumen final (Lyngby y Brix, 1987).

Porcentaje de recuperación de metales en el estándar certificado

La tabla 1 muestra las concentraciones reportadas de metales del estándar certificado de hojas de cítrico (Citrus Leaves #1572) con respecto a los valores obtenidos en este trabajo. El máximo porcentaje de recuperación observado fue del 96.3% para el Fe, y el mínimo de 85% para el Ni, resultado que sugiere que la eficiencia de recuperación de los metales para el método de extracción utilizado en *Z. marina* fue superior al 85%.

Análisis de metales en sedimento y pasto marino

Las concentraciones de Ni, Cd, Co, Cu, Zn, Fe, Mn y Pb en los sedimentos y pasto marino fueron determinadas con un espectrofotómetro de absorción atómica de flama (Varian SpectrAA 220FS). La eficiencia de la extracción del método de digestión de los pastos marinos se evaluó utilizando el estándar certificado de hojas de cítricos (Citrus Leaves No.1572). Todas las concentraciones que se reportan en este trabajo están reportadas sobre la base de peso seco.

Análisis Estadístico

Se realizó un análisis de varianza de una vía para establecer la existencia de diferencias significativas entre los diferentes niveles de metales (Cd, Ni, Co, Cu, Pb, Mn, Zn y Fe) de las lagunas (Izembek, EPB, SQ, OL y SI), así como pruebas a *posteriori* de Tukey y Duncan. Se utilizó una correlación de Pearson para establecer la relación entre el tamaño de grano y la concentración de hierro, la relación entre la concentración del hierro y la concentración de otros metales (Cd, Cu, Co, Pb, Mn, Ni y Zn) y, finalmente, la relación entre la concentración de los metales (Cd, Cu, Co, Pb, Mn, Ni y Zn) en el sedimento y la concentración de los metales en el pasto marino.

Tabla 1.- Porcentaje de recuperación de metales (n=8) para el estándar certificado de hojas de cítrico (Citrus Leaves No. 1572).

<i>Metal</i>	<i>Concentración reportada $\mu\text{g g}^{-1}\text{PS}$</i>	<i>Concentración medida $\mu\text{g g}^{-1}\text{PS}$</i>	<i>Porcentaje de recuperación</i>
Cd	0.03 ± 0.01	0.026 ± 0.001	87
Cu	16.5 ± 1.0	14.3 ± 0.8	87
Fe	90.0 ± 10.0	93 ± 10	96
Pb	13.3 ± 2.4	15 ± 1	88
Mn	23.0 ± 2.0	20.3 ± 0.9	88
Ni	0.6 ± 0.3	0.69 ± 0.23	85
Zn	29.0 ± 2.0	28 ± 4	96

Resultados

Relación de la concentración de Fe en sedimento y la granulometría

La concentración de Fe mostró una correlación positiva ($p < 0.001$) con respecto al porcentaje de tamaño de grano $< 63 \mu\text{m}$ para las muestras de todas las lagunas combinadas (Fig.6). Las lagunas de OL y SI presentaron las menores concentraciones de Fe y los menores porcentajes de tamaño de grano $< 63 \mu\text{m}$, mientras que SQ, EPB y las lagunas de Alaska presentaron las mayores concentraciones de Fe y los mayores porcentajes de tamaño de grano $< 63 \mu\text{m}$. Por otro lado, SQ presentó la mayor variabilidad en ambos valores.

Relación entre la concentración de Fe y la concentración de los metales en el sedimento.

La concentración de Fe se correlacionó positivamente ($p < 0.001$) con respecto a la concentración de Zn, Pb, Ni, Mn, Cu, Co y Cd de todas las lagunas combinadas (Tabla 2). En el caso de la relación Fe-Zn, los niveles más altos de ambos metales se encontraron en ambas lagunas de Alaska y en SQ, mientras que las concentraciones más bajas se detectaron en las lagunas OL y SI (Fig. 7). En general, la relación de la concentración de Fe con respecto a la concentración de Pb, Ni, Mn, Cu, Co y Cd fue similar a la relación Fe-Zn, aunque el coeficiente de correlación de Pearson más alto correspondió a la relación Fe-Zn (0.86) y el menor a la relación Fe-Cd (0.41). Sin embargo, en

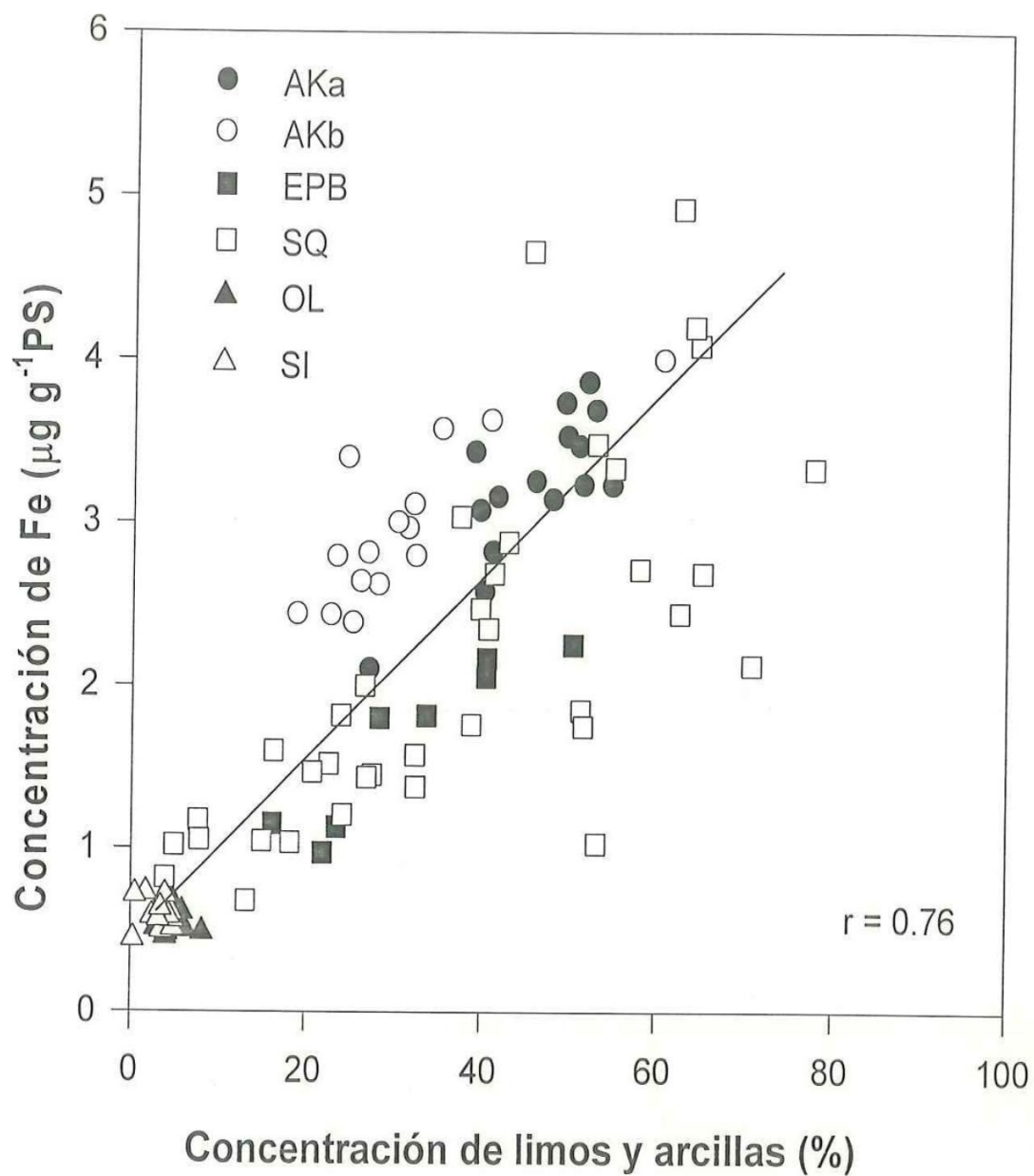


Figura 6.- Correlación entre la concentración de Fe en sedimento contra el porcentaje menor a $63 \mu\text{m}$ de tamaño de grano para los sedimentos de las lagunas estudiadas.

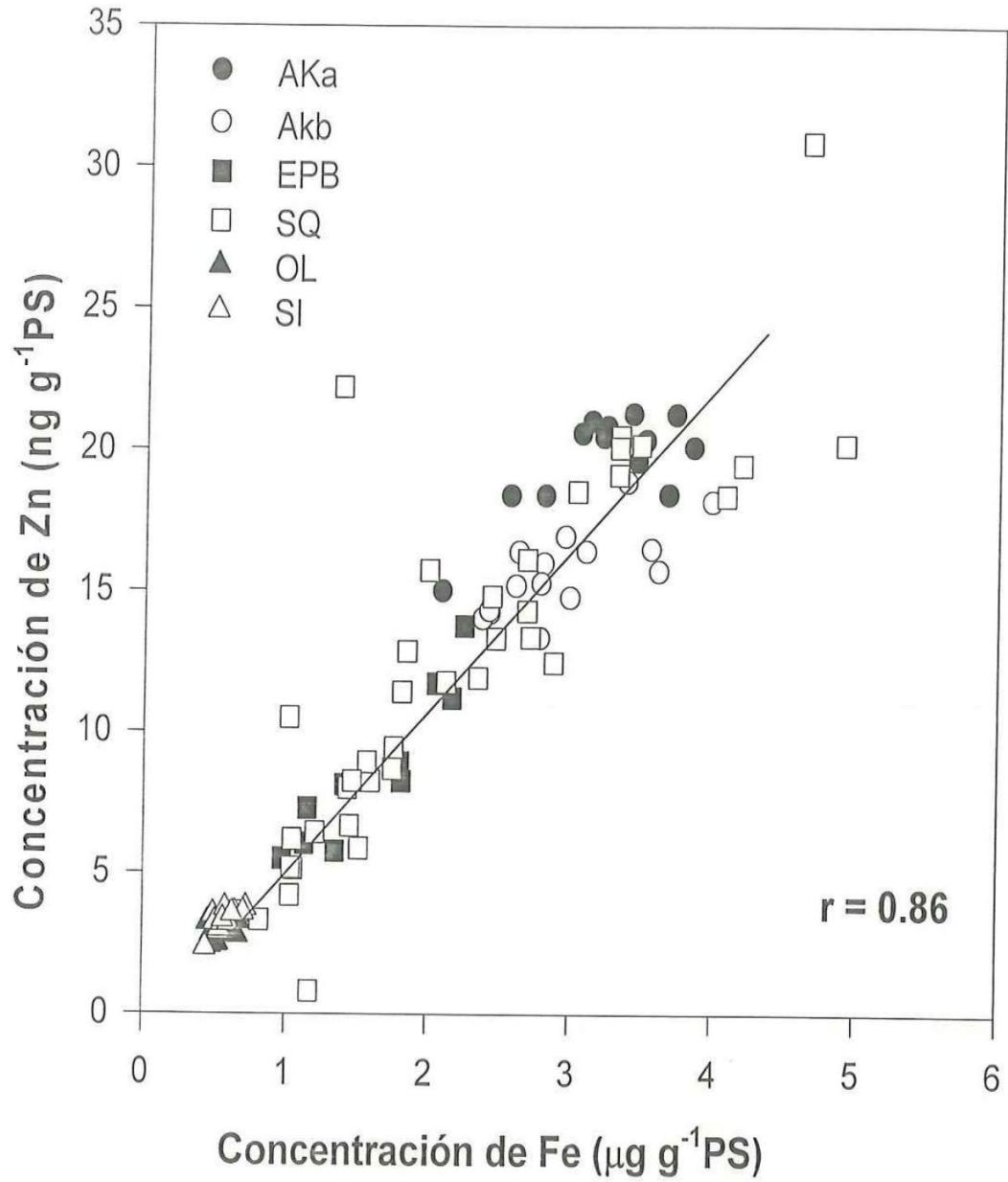


Figura.- 7 Correlación entre la concentración de Fe contra la concentración de Zn en el sedimento de las lagunas estudiadas.

Tabla 2.- Análisis de correlación de Pearson para las concentraciones de Fe con el resto de los metales estudiados en el sedimento.

<i>Correlación con Fe</i>	<i>r</i>	<i>Significancia (p)</i>
Pb	0.76	<0.001
Ni	0.83	<0.001
Mn	0.74	<0.001
Cu	0.81	<0.001
Co	0.67	<0.001
Zn	0.86	<0.001
Cd	0.41	<0.001

todos los casos la correlación fue estadísticamente significativa ($p < 0.001$, Tabla 2).

Concentración de metales en el sedimento

Las concentraciones de Mn en el sedimento de las lagunas de AKa, AKb y SQ presentaron niveles significativamente ($p < 0.05$) mayores (≈ 60 a 80 ng g^{-1}) a las lagunas de EPB, OL y SI (≈ 20 a 30 ng g^{-1} , Fig. 8, Tabla 3). Los niveles de Cu en los sedimentos de las lagunas AKa, AKb, EPB y SQ fueron (≈ 0.4 a 0.6 ng g^{-1}) significativamente mayores ($p > 0.05$) que los niveles encontrados en las lagunas OL y SI ($\approx 0.1 \text{ ng g}^{-1}$, Fig. 8, Tabla 3). Para el caso del Zn, las concentraciones encontradas en las lagunas Aka, Akb, y SQ (≈ 14 a 19 ng g^{-1}) fueron mayores ($p < 0.05$) que los reportados para las lagunas de OL y SI ($\approx 3 \text{ ng g}^{-1}$, Fig.8, Tabla 3). Las concentraciones de Cd en las lagunas AKa, AKb y SQ presentaron un promedio aproximado de 0.07 ng g^{-1} , el cual fue significativamente ($p < 0.05$) mayor al promedio encontrado para las lagunas de EPB, OL y SI ($\approx 0.02 \text{ ng g}^{-1}$, Fig. 8, Tabla 3). Los niveles de Ni en el sedimento de las lagunas AKa, AKb y SQ presentaron concentraciones (≈ 0.5 a 0.7 ng g^{-1}) significativamente mayores ($p < 0.05$) que las concentraciones de Ni reportadas para las lagunas EPB, OL y SI (≈ 0.1 a 0.25 ng g^{-1} , Fig. 9, Tabla 3). Las concentraciones de Pb en las lagunas AKa, AKb, EPB y SQ presentaron niveles (≈ 4 a 6 ng g^{-1}) significativamente ($p < 0.05$) mayores que los reportados para las

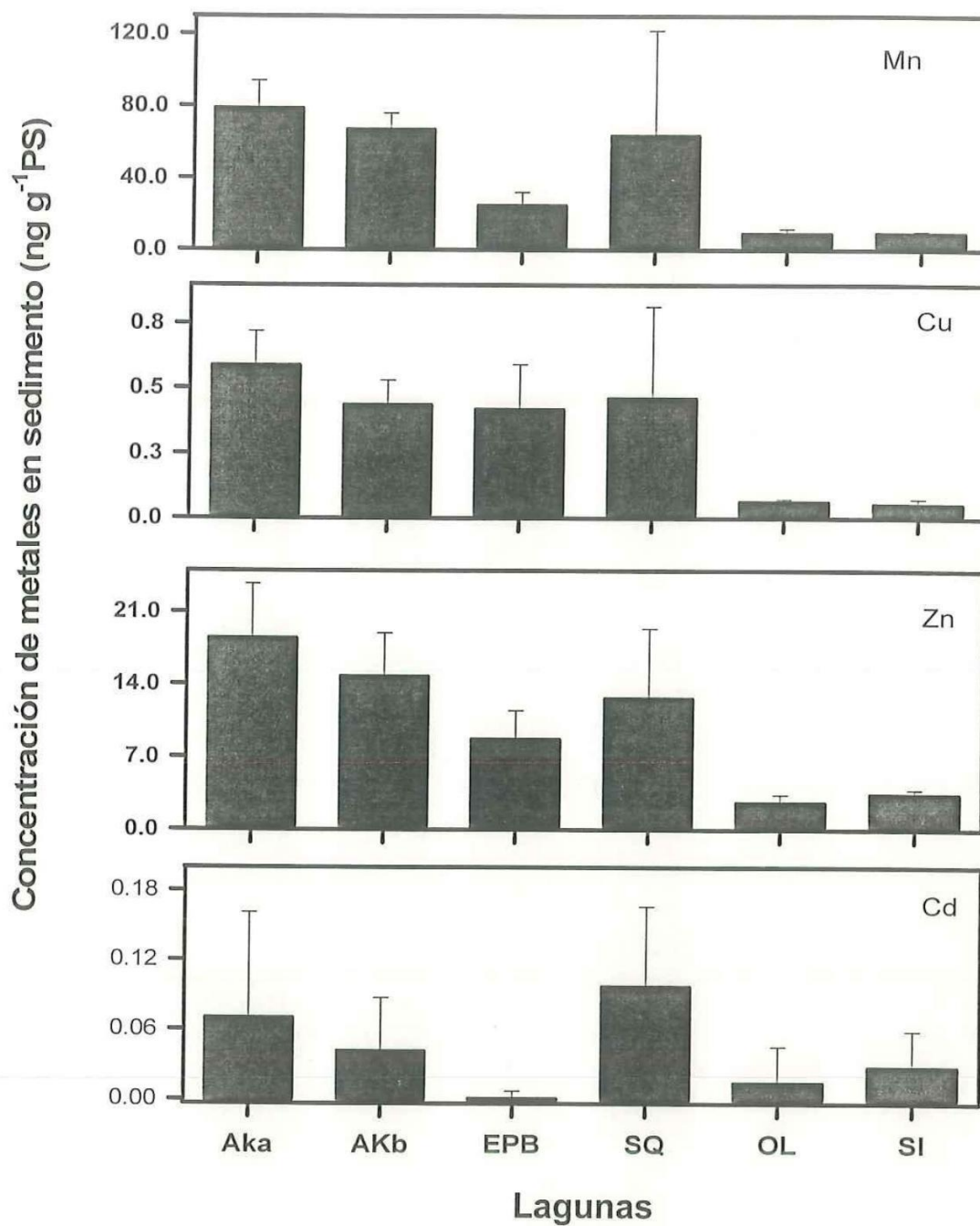


Figura 8.- Concentración de Mn, Cu, Zn y Cd en el sedimento para todas las lagunas costeras estudiadas. Las barras de error representan errores estándar.

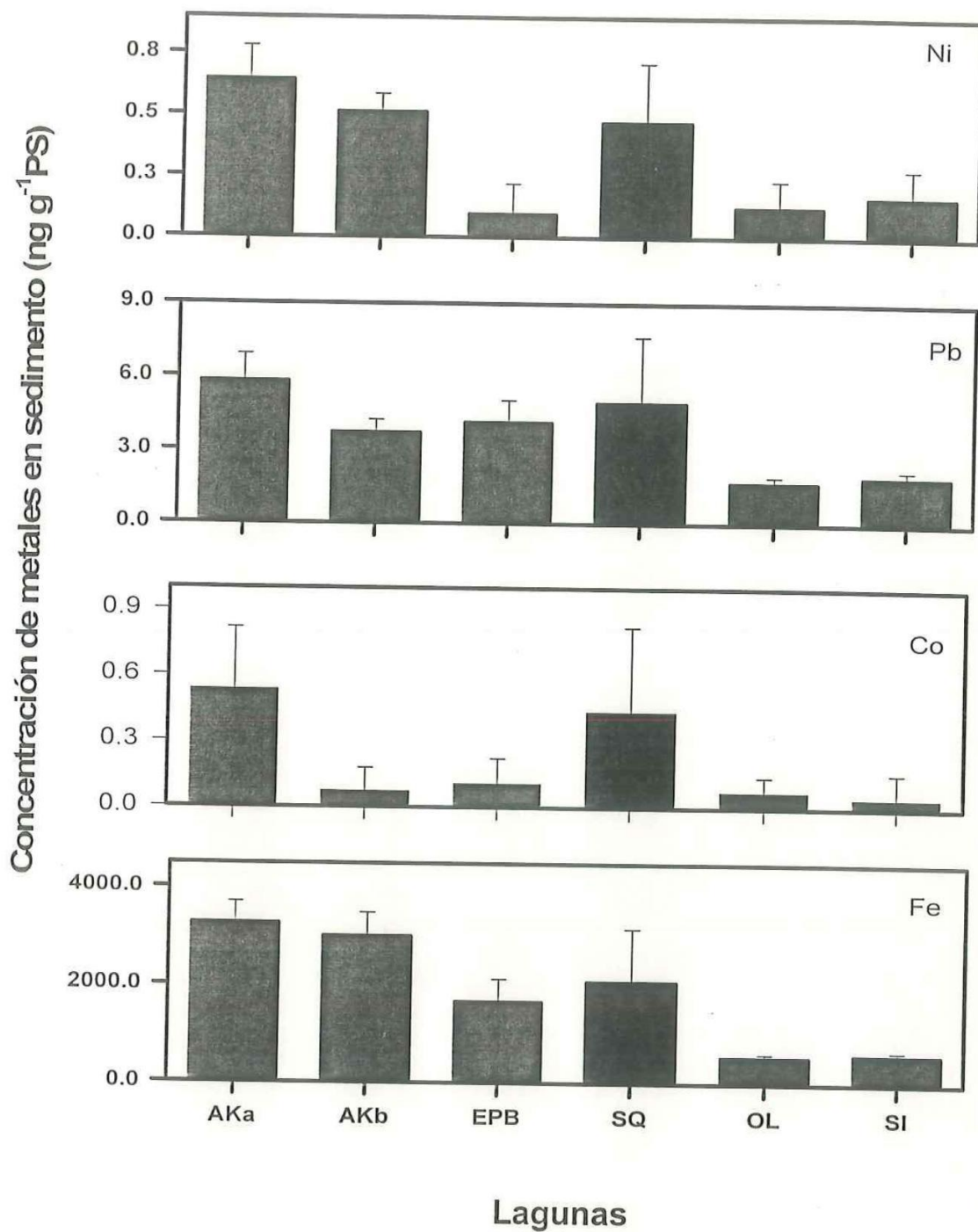


Figura 9.- Concentración de Ni, Pb, Co y Fe en el sedimento para todas las lagunas costeras estudiadas. Las barras de error representan errores estándar.

Tabla 3.- Resultados de los análisis de varianza para determinar diferencias significativas entre las diferentes concentraciones de metales del sedimento de las lagunas estudiadas. Grados de libertad (gl), cuadrados medios (CM), factor de Fisher (F), significancia (p)

<i>Metal</i>	<i>Fuente de Error</i>	<i>gl</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Mn	Entre grupos	5	0.015	11.622	<0.001
	Dentro de Grupos	102	0.0013		
Cu	Entre grupos	5	8.0E-7	15.223	<0.001
	Dentro de Grupos	103	5.2E-5		
Zn	Entre grupos	5	0.0006	28.61	<0.001
	Dentro de Grupos	102	2.1E-5		
Cd	Entre grupos	5	2.2E-8	6.02	<0.001
	Dentro de Grupos	93	3.6E-9		
Ni	Entre grupos	5	8.1E-7	27.50	<0.001
	Dentro de Grupos	103	2.9E-8		
Pb	Entre grupos	5	45.903	15.28	<0.001
	Dentro de Grupos	103	3.004		
Co	Entre grupos	5	5.4E-7	8.087	<0.001
	Dentro de Grupos	102	6.7E-8		
Fe	Entre grupos	5	1.9E7	34.92	<0.001
	Dentro de Grupos	103	5.7E5		

lagunas OL y SI ($\approx 2 \text{ ng g}^{-1}$, Fig. 9, Tabla 3). Para el caso del Co, las concentraciones en los sedimentos de las lagunas AKa y SQ (≈ 0.4 a 0.5 ng g^{-1}) fueron las más elevadas ($p < 0.05$) y las concentraciones de las lagunas AKb, EPB, OL y SI ($\approx 0.1 \text{ ng g}^{-1}$) fueron las más bajas (Fig. 9, Tabla, 3). Finalmente, el Fe en el sedimento en ambas lagunas de Alaska y SQ presentó concentraciones mayores (≈ 3000 y 2200 ng g^{-1}) que en los del EPB ($\approx 1800 \text{ ng g}^{-1}$) y casi tres veces mayores que las lagunas OL y SI, las cuales tuvieron concentraciones menores a 1000 ng g^{-1} ($p < 0.05$, Fig. 9, Tabla 3).

Concentración de metales en *Zostera marina* en todas las lagunas estudiadas

Las mayores concentraciones de Mn en las hojas de *Z. marina* se presentaron en el EPB ($\approx 1,200 \text{ ng g}^{-1}$, $p < 0.05$), mientras que las concentraciones menores se observaron en AKb, SI y OL ($\approx 200 \text{ ng g}^{-1}$). Las concentraciones de Mn en las hojas de *Z. marina* en el EPB fueron aproximadamente 5 veces mayores que en AKb, OL y SI (Fig.10, Tabla 4). El Cu presentó los mayores concentraciones ($\approx 4 \text{ ng g}^{-1}$) en las hojas de *Z. marina* en las lagunas de AKa y EPB, mientras que las menores concentraciones ($p < 0.05$) se observaron en OL y SI, con niveles de 3 ng g^{-1} (Fig.10, Tabla 4). Las concentraciones de Zn en los pastos fueron similares en las lagunas AKa, AKb, EPB y SQ, abarcando el rango de concentración de 500 a 700 ng g^{-1} , mientras que en las lagunas OL y SI las concentraciones fueron aproximadamente dos veces menores ($p < 0.05$, Fig 10, Tabla 4). Por otro lado,

los niveles de Cd en las hojas de *Z. marina* fueron estadísticamente similares en todas las lagunas estudiadas con una concentración promedio aproximado de 3 ng g^{-1} ($p > 0.05$, Fig. 10, Tabla 4). Asimismo, las concentraciones de Ni presentaron sus niveles más altos en OL, SI, EPB y AKa (≈ 70 a 90 ng g^{-1} , $p < 0.05$) y los menores en SQ y AKb (≈ 30 a 40 ng g^{-1} , Fig 11, Tabla 4). Las concentraciones de Pb en los pastos de las lagunas Aka, AKb, EPB y SQ fueron en promedio de 6 ng g^{-1} ($p < 0.05$) y mayores en comparación con las lagunas SI y OL, que presentaron niveles de aproximadamente 2 ng g^{-1} (Fig. 11, Tabla 4). Los niveles de Co en el pasto fueron similares en las lagunas AKb, EPB, SQ, OL y SI con un promedio de concentración aproximado de 3.5 ng g^{-1} , mientras que la laguna AKa presentó concentraciones de aproximadamente 2.5 ng g^{-1} que fueron significativamente menores con respecto al resto de las lagunas ($P < 0.05$, Fig. 11, Tabla 4). Finalmente, los niveles de Fe en las hojas de *Z. marina* en AKb presentaron concentraciones mayores ($\approx 4000 \text{ ng g}^{-1}$) que en los de AKa, EPB y SQ ($\approx 2000 \text{ ng g}^{-1}$) y casi cinco veces que las encontradas en las lagunas OL y SI, las cuales tuvieron concentraciones menores a 800 ng g^{-1} ($p < 0.05$, Fig. 11, Tabla 4).

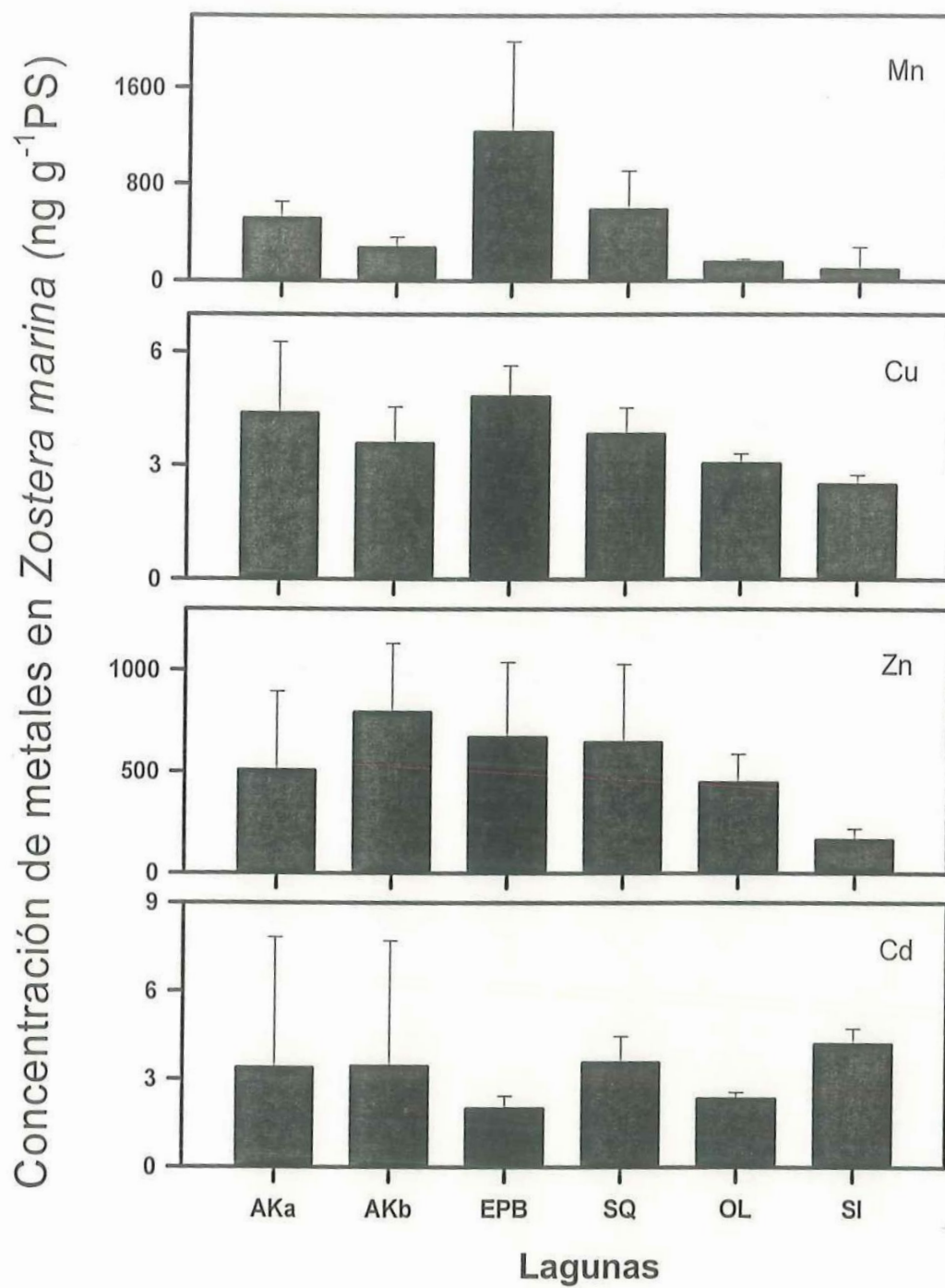


Figura 10.- Concentraciones de Mn, Cu, Zn y Cd en *Zostera marina* para todas las lagunas estudiadas. Las barras de error representan errores estándar.

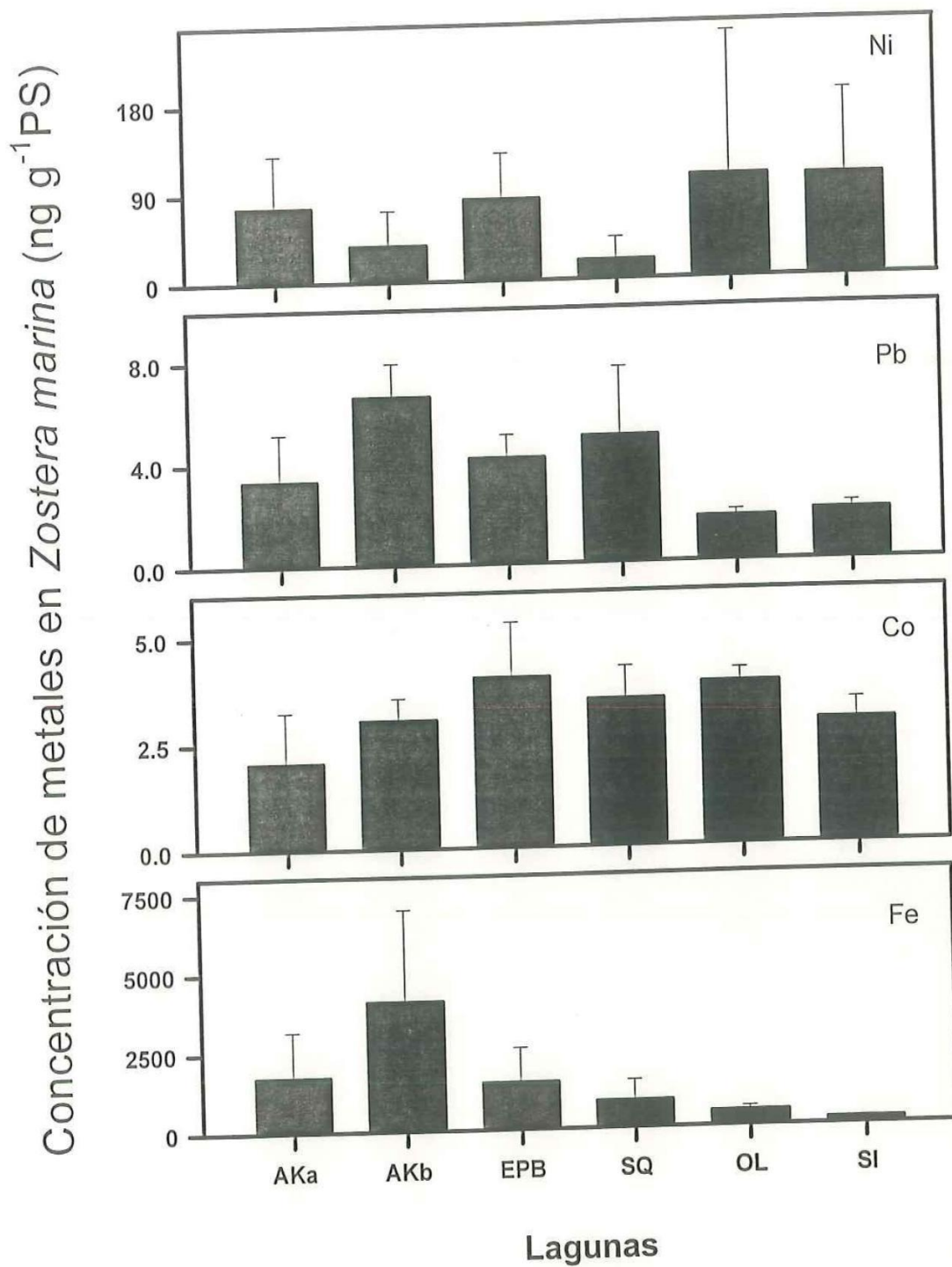


Figura 11.- Concentraciones de Ni, Pb, Co y Fe en *Zostera marina* para todas las lagunas estudiadas. Las barras de error representan errores estándar.

Tabla 4.- Resultados de los análisis de varianza para determinar diferencias significativas entre las diferentes concentraciones de metales del pasto marino *Zostera marina* de las lagunas estudiadas. Grados de libertad (gl), cuadrados medios (CM), factor de Fisher (F), significancia (p).

<i>Metal</i>	<i>Fuente de Error</i>	<i>gl</i>	<i>CM</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Mn	Entre grupos	5	2.1E6	22.10	<0.001
	Dentro de Grupos	100	9.6E4		
Cu	Entre grupos	5	9.47	11.52	<0.001
	Dentro de Grupos	101	0.82		
Zn	Entre grupos	5	7.5E5	7.24	<0.001
	Dentro de Grupos	100	1.0E5		
Cd	Entre grupos	5	9.23	1.75	0.120
	Dentro de Grupos	101	5.25		
Ni	Entre grupos	5	2.0E4	5.56	<0.001
	Dentro de Grupos	101	4000		
Pb	Entre grupos	5	57.30	16.39	<0.001
	Dentro de Grupos	101	3.4		
Co	Entre grupos	5	6.68	10.36	<0.001
	Dentro de Grupos	101	0.62		
Fe	Entre grupos	5	2.8E7	18.28	<0.001
	Dentro de Grupos	101	1.5E6		

Distribución de metales en el sedimento de la laguna San Quintín

Los niveles de metales normalizados con Fe más altos en los sedimentos de la laguna SQ se obtuvieron para el Mn seguido del Zn y el Pb (Fig. 12). Las mayores concentraciones de Fe se encontraron en la cabeza de ambos brazos de la laguna, mientras que las razones Mn/Fe mostraron los niveles más altos en la cabeza del brazo Este. Por otro lado, las relaciones Zn/Fe y Pb/Fe mostraron niveles ligeramente más altos en el brazo Este de la laguna (Fig. 12). Las razones Cd/Fe en el sedimento mostraron cierta variabilidad, siendo más elevadas en la descarga del arroyo San Simeón y en la región central del brazo Oeste de la laguna. Las relaciones Ni/Fe, Co/Fe y Cu/Fe en el sedimento de la laguna fueron menores que para el resto de los metales y se distribuyeron de una manera relativamente homogénea en toda la laguna (Fig. 13).

Distribución de la concentración de metales en *Z. marina* de San Quintín.

Los niveles de metales más altos en las hojas de *Z. marina* de SQ se obtuvieron para el Fe seguidos del Mn, el Zn y el Ni (Fig. 14). El pasto marino *Zostera marina* en la laguna SQ mostró niveles altos de Fe muy cercanos a la descarga del arroyo San Simeón y en la cabeza del brazo Oeste. Las concentraciones de Mn mostraron sus mayores niveles en la cabeza del brazo

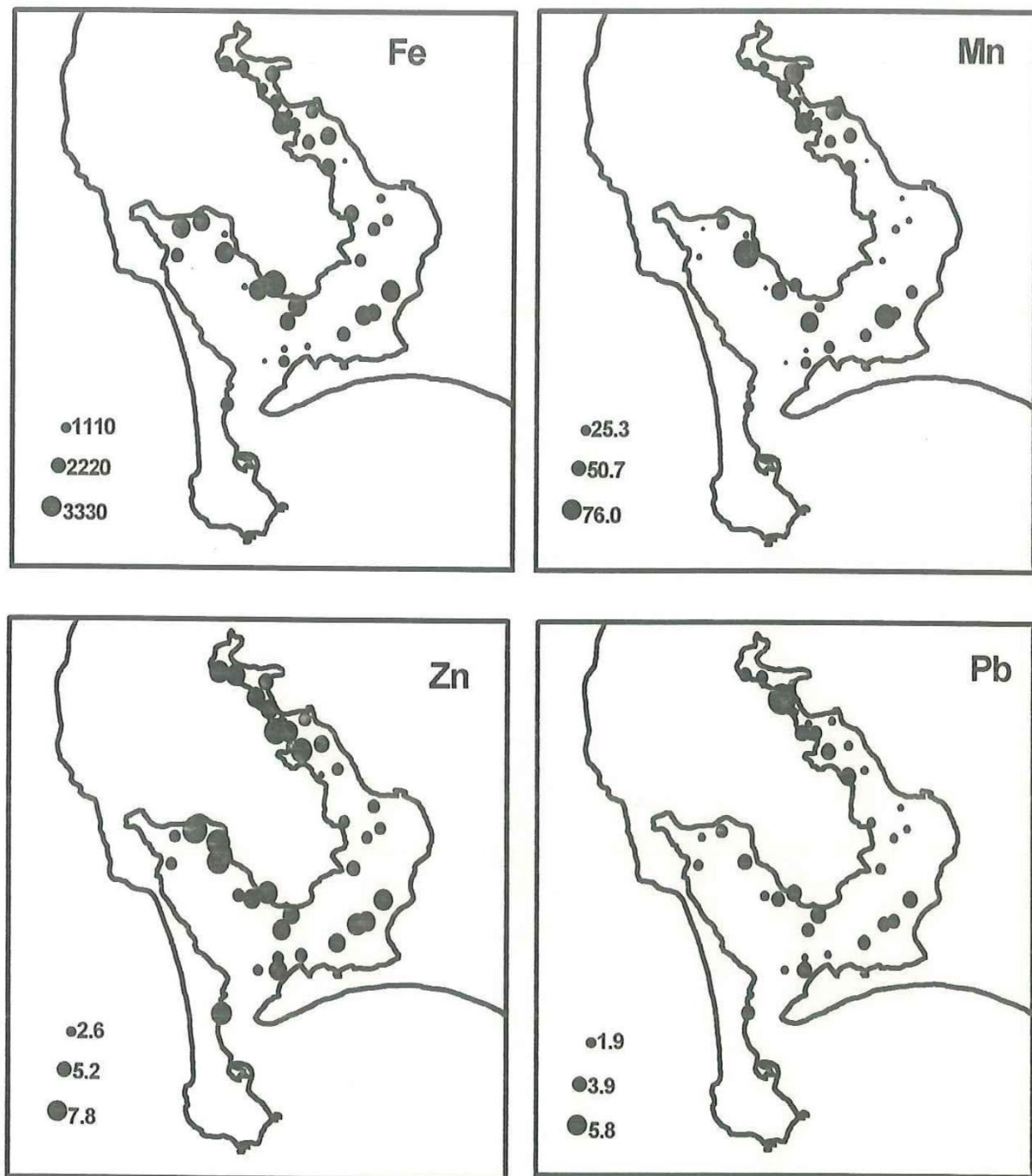


Figura 12.- Concentraciones de Fe (ng g^{-1}) y razones de Mn/Fe, Zn/Fe y Pb/Fe en el sedimento de la Bahía San Quintín. El área de los círculos que se muestran es proporcional a las concentraciones de la Bahía San Quintín.

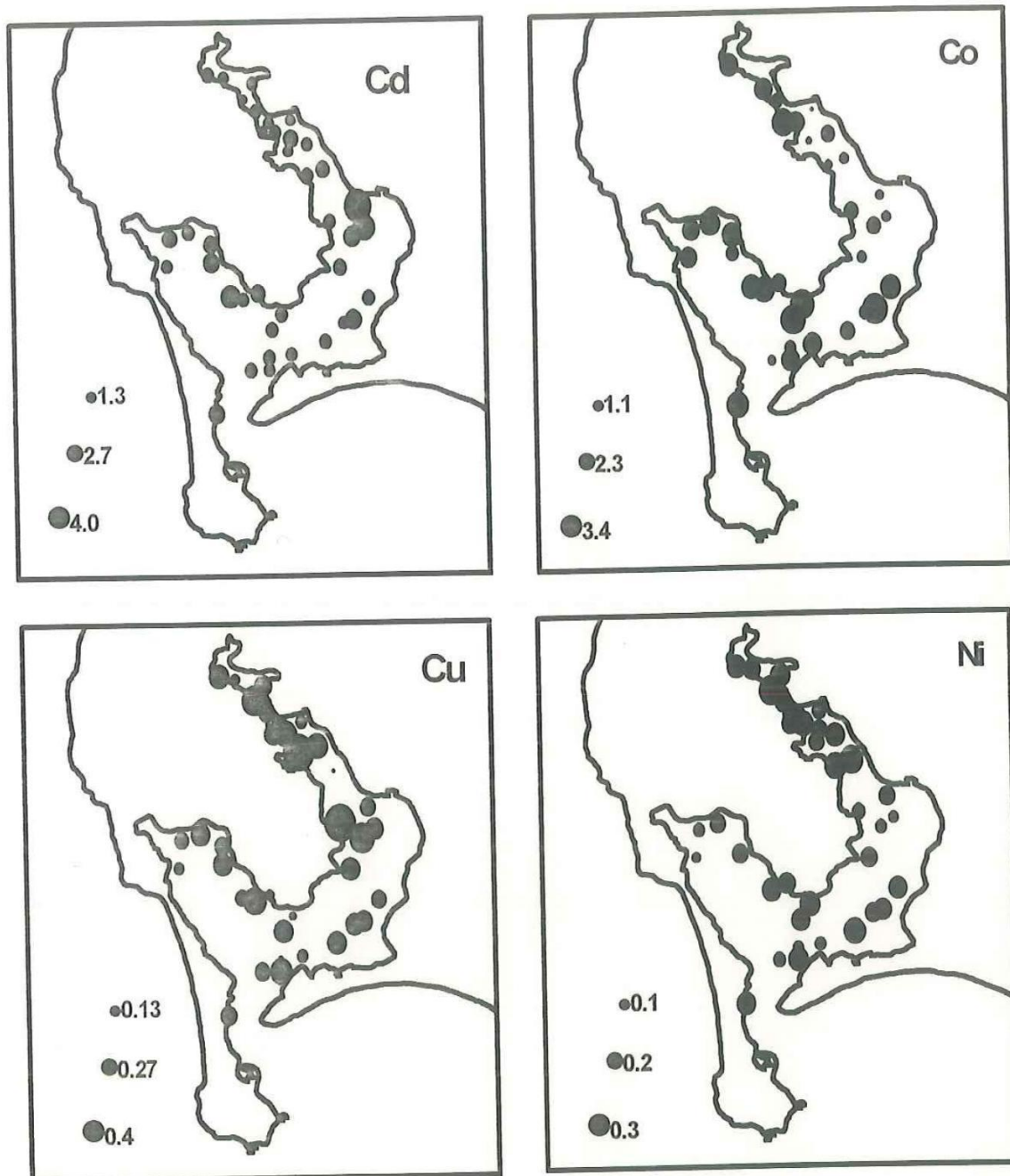


Figura 13.- Razones de Cd/Fe, Co/Fe, Cu/Fe y Ni/Fe en el sedimento de la Bahía San Quintín. El área de los círculos es proporcional a las concentraciones de la Bahía San Quintín.

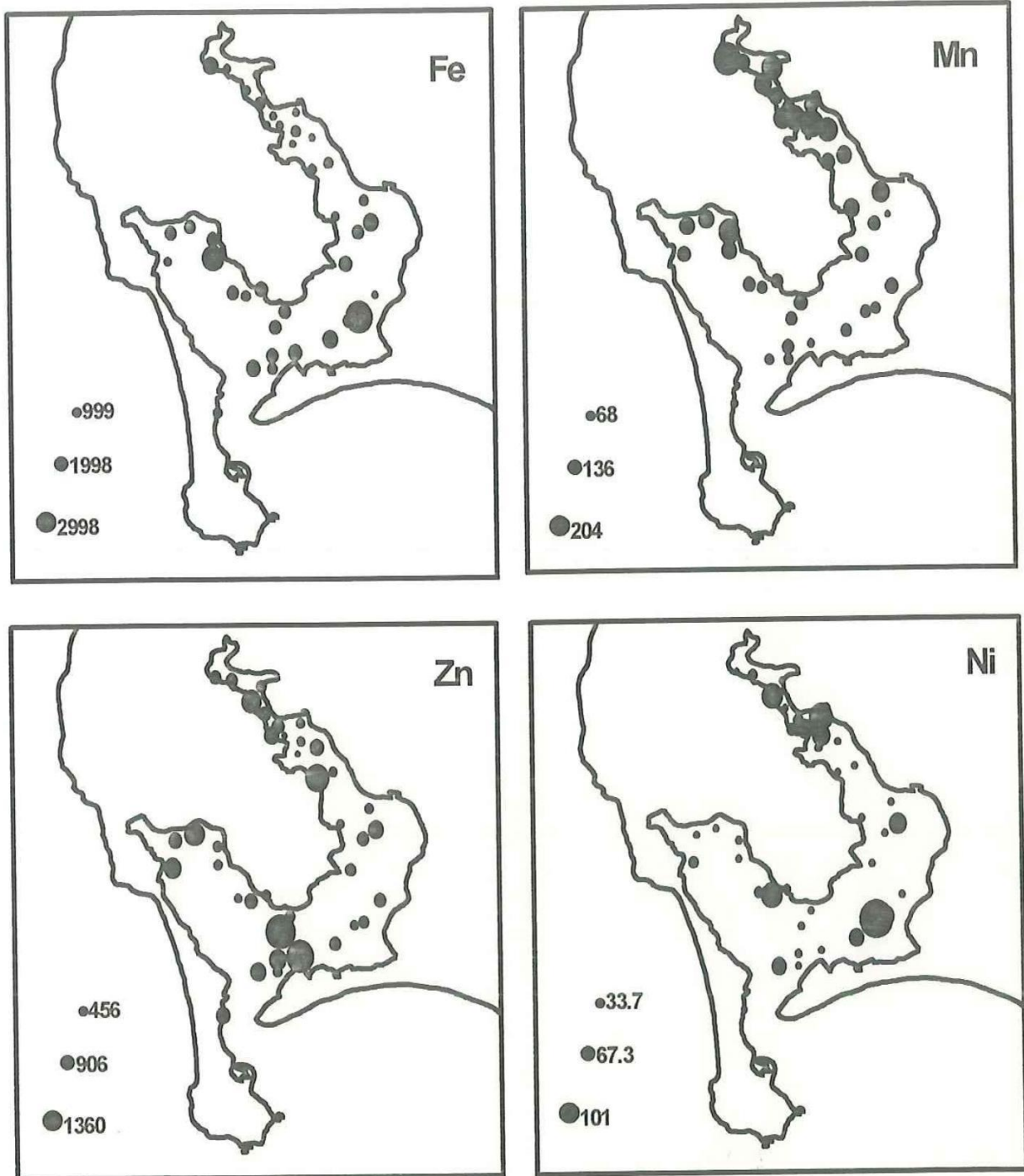


Figura 14.- Concentraciones de Fe, Mn, Zn y Ni (ng g^{-1}) en *Zostera marina* recolectadas en la Bahía San Quintín. El área de los círculos es proporcional a la concentración de la Bahía San Quintín.

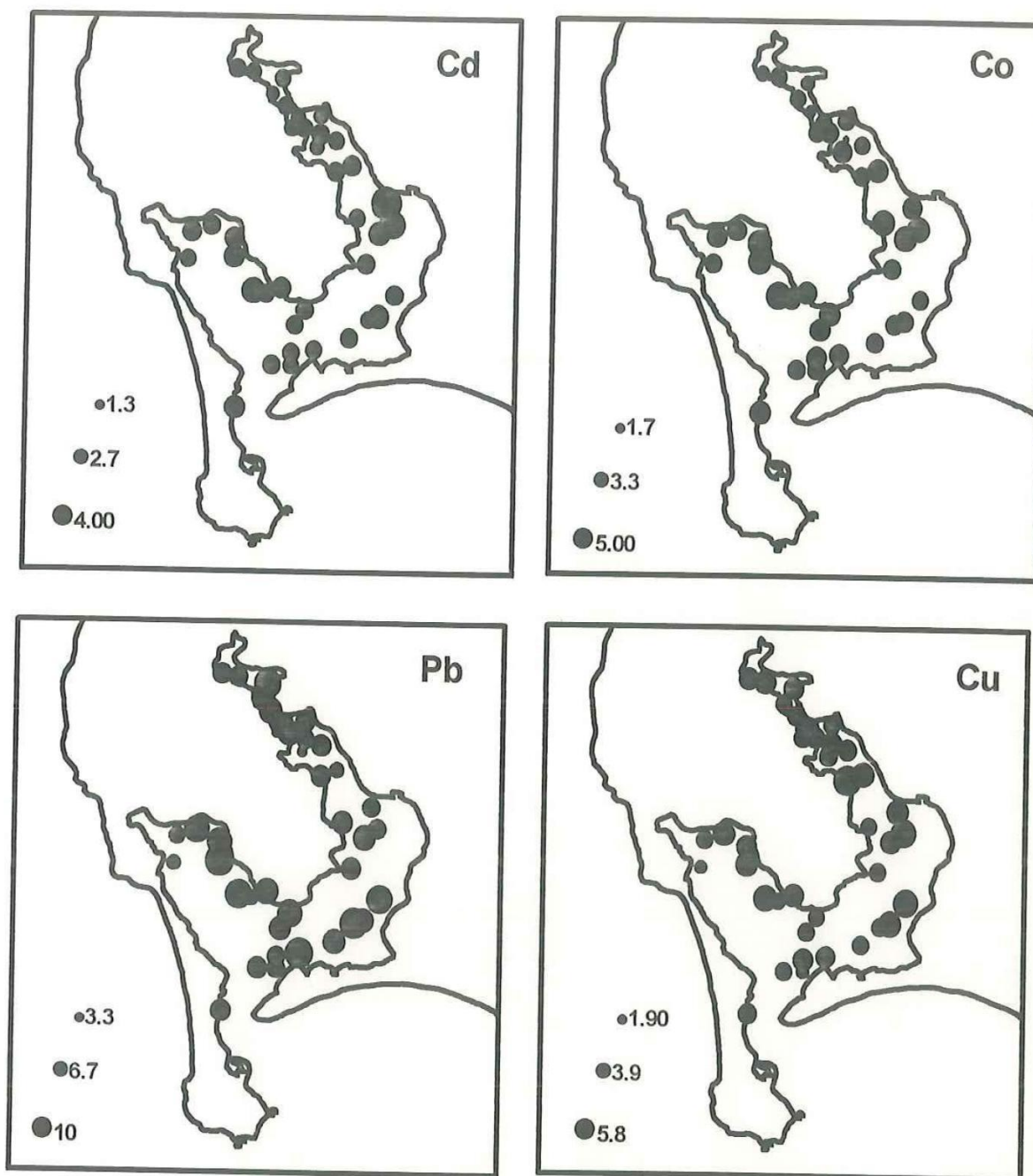


Figura 15.- Concentraciones de Cd, Co, Pb y Cu (ng g^{-1}) en *Zostera marina* recolectadas en la Bahía San Quintín. El área de los círculos es proporcional a la concentración de la Bahía San Quintín.

Este, mientras que para los niveles de Ni y Zn en *Z. marina* la distribución mostró concentraciones abundantes en la boca de la laguna SQ (Fig.15). Las concentraciones de Cd en las hojas de *Z. marina* de SQ, fueron mayores en la región cercana a la desembocadura del Arroyo San Simeón, en el brazo Este de la laguna (Fig. 15). Por otro lado, los niveles de metales más bajos en *Z. marina* se registraron para Pb, Cu y Co, con una distribución aparentemente homogénea a lo largo de la laguna SQ (Fig.15).

Relación entre la razón metal/Fe en sedimento y la concentración de metales en *Zostera marina*

La relación entre el sedimento y el pasto mostró una correlación positiva únicamente en los siguientes casos: Cd, Pb y Ni en la laguna OL, Mn en la laguna SQ y Fe en la laguna AKb ($p < 0.05$, Tabla 5). Por otro lado, la concentración del Co en el sedimento y *Z. marina* de la laguna SI mostró una correlación negativa ($p < 0.05$, Tabla 5). Finalmente en las lagunas AKa y EPB no se observó correlación significativa en ninguno de los metales estudiados.

Tabla 5.- Coeficientes de correlación de Pearson entre la razón Me/Fe en el sedimento y el pasto. El nivel de significancia al $p < 0.05$ está representado por *, $p < 0.01$ indicado por ** y $p < 0.001$ indicado por ***. Correlaciones sin asterisco indican correlaciones no significativas.

<i>Laguna</i>	<i>Metal</i>	<i>gl</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>Significancia</i>
AKa	Mn	13	-0.18	0.55	
	Cu	13	0.25	0.39	
	Zn	13	0.25	0.40	
	Cd	13	0.14	0.65	
	Ni	13	0.22	0.45	
	Pb	13	-0.05	0.87	
	Co	13	0.06	0.83	
	Fe	13	-0.04	0.87	
Akb	Mn	15	-0.37	0.16	
	Cu	15	0.26	0.34	
	Zn	15	0.17	0.53	
	Cd	15	0.008	0.97	
	Ni	15	-0.30	0.26	
	Pb	15	-0.085	0.76	
	Co	15	-0.18	0.50	
	Fe	15	0.53	0.04	*
EPB	Mn	10	0.17	0.63	
	Cu	10	0.13	0.70	
	Zn	10	-0.53	0.10	
	Cd	10	0.51	0.13	
	Ni	10	0.15	0.67	
	Pb	10	0.15	0.66	
	Co	10	-0.14	0.69	
	Fe	10	-0.17	0.63	
SQ	Mn	38	0.62	<0.001	***
	Cu	38	0.01	0.95	
	Zn	38	-0.24	0.16	
	Cd	38	-0.10	0.52	
	Ni	38	0.03	0.83	
	Pb	38	0.03	0.85	
	Co	38	-0.20	0.22	
	Fe	38	-0.31	0.05	
OL	Mn	15	0.10	0.70	
	Cu	15	0.03	0.90	
	Zn	15	0.32	0.23	
	Cd	15	0.59	0.01	**
	Ni	15	0.57	0.02	*
	Pb	15	0.60	0.01	*
	Co	15	0.12	0.66	**
	Fe	15	0.34	0.21	
SI	Mn	15	0.32	0.24	
	Cu	15	-0.32	0.23	
	Zn	15	0.32	0.23	
	Cd	15	0.19	0.49	
	Ni	15	0.07	0.78	
	Pb	15	0.22	0.42	
	Co	15	-0.63	0.01	*
	Fe	15	0.34	0.21	

Discusiones

En este estudio se encontró una correlación positiva entre la concentración del Fe y el tamaño de grano del sedimento, lo cual es consistente con los resultados obtenidos en otros estudios (e.g., Gutiérrez *et al.*, 1994). Debido a que el Fe es el metal más abundante, es razonable suponer que será este elemento el que controle la química de otros metales menos abundantes, ya que los oxihidróxidos de Fe son generalmente los minerales antigénicos más predominantes en los sedimentos óxicos (Tessier *et al.*, 1993). Se ha calculado además, que se puede establecer un equilibrio entre las fases sólidas y líquidas, el cual dependerá de la concentración de los oxihidróxidos de Fe en el sedimento. La correlación positiva entre Fe y los otros metales en el sedimento encontrada en este estudio, sugiere que los oxihidróxidos de Fe en el sedimento son las fases que controlan la concentración de los metales menos abundantes (Tabla 1).

Se ha reportado que del 100% de metales que llegan a los suelos marinos por influencia antropogénica, hay componentes del 5% de aguas municipales, 21% agricultura y ganadería, 9% aguas residuales, 8% de desechos industriales y 57% de minería (García y Dorronsoro, 1990). El incremento en las concentraciones de metales debido al impacto antropogénico se vio reflejado en los resultados obtenidos en las concentraciones Fe, Mn, Zn, Ni, Pb, Cu, Cd y Co en los sedimentos de todas lagunas estudiadas en este trabajo. Estos resultados revelaron que los mayores niveles de metales se

reportaron para lagunas que están bajo una influencia antropogénica más elevada, como Alaska, EPB y SQ. Por el contrario, las lagunas sureñas (OL y SI), que se encuentran prácticamente aisladas y prístinas, presentaron las menores concentraciones de metales. En estudios anteriores se ha encontrado que las concentraciones elevadas de Fe, Cu, Zn, Pb y Cd en los sedimentos están relacionadas con descargas de aguas residuales, fabricación de productos de metal, curtido de cuero, cromados, fertilizantes y refinación de petróleo (Haritonidis y Malea 1999). Para el caso de las lagunas de Alaska, se podría atribuir al empleo de metales en la antigua base naval, mientras que para las lagunas de EPB y SQ las concentraciones elevadas se podrían atribuir al uso de fertilizantes en los cultivos y a las descargas de aguas. Por otro lado, la diferencia en las concentraciones de los metales en las lagunas también podría atribuirse al tamaño de grano.

El Fe y el Pb son metales que presentan origen antropogénico, principalmente debido a usos industriales en la fabricación de acero, baterías, gasolina, municiones, pigmentos, soldadura, pintura e industria automovilística (García y Dorronsoro, 1990). La zona estudiada AKb se encuentra a 100 m de una antigua base naval y la zona AKa a aproximadamente 5 km de esta base naval. Es posible que el enriquecimiento de Fe y Pb en esta zona, se deba al uso industrial de metales en la construcción y reparación de naves militares. Se sabe además que un 10% del total de la basura antropogénica es exclusivamente de metales. Esta basura es degradada de dos formas,

enterrándola e incinerándola. El enterramiento puede contaminar las aguas subterráneas, mientras que la incineración contamina la atmósfera al liberar algunos de estos metales volátiles. De manera que debido a la actividad eólica estos metales llegan a las lagunas costeras, donde son depositados en los sedimentos y agua intersticial (Tessier *et al*, 1993). Además se sabe que en las latitudes altas las concentraciones de metales como Pb y Hg en la atmósfera se encuentran más elevadas.

El Cu es un metal bioactivo que es utilizado por las plantas como co-factor de reacciones enzimáticas, pero a concentraciones elevadas puede afectar a organismos que habiten en sedimentos (Waddell y Kraus, 1990). Las concentraciones de Cu en sedimentos de las lagunas de Alaska, EPB y SQ se encuentran por debajo de los niveles tóxicos observados en otro estudio (Waddell y Kraus, 1990). Las elevadas concentraciones de Cu medidas en los sedimentos de las lagunas de Alaska, EPB y SQ, que son las que presentan influencia antropogénica, coinciden con las altas concentraciones de Cu reportadas en otras lagunas con influencia antropogénica (Haritonidis y Malea, 1999). Además el Cu es utilizado como base de una serie de pesticidas que, al ser empleados en la protección de cultivos en el valle de Mandadero y San Quintín, podrían entrar por medio de escurrimientos y depositarse en el EPB y la Bahía San Quintín.

Las lagunas de Alaska y SQ presentaron el mayor enriquecimiento de Cd y Ni en el sedimento comparado con las lagunas restantes. Ambos metales son

trazadores de nutrientes (Bruland, 1991). El Cd está asociado a sedimentos óxicos con altas concentraciones de oxihidróxidos de Mn y Fe. Este metal no es un nutriente, pero está asociado a zonas de surgencias. Por otro lado, el Ni es uno de los seis metales primordiales en la producción primaria del océano.

Los metales Fe, Mn, Zn, Cu y Pb presentan las mayores concentraciones en las hojas de *Zostera marina* recolectadas en las lagunas AKa, AKb, EPB y SQ en relación con la concentración de metales medidas en los pastos de las lagunas OL y SI. El Fe, Mn, Zn y Cu son metales trazadores de nutrientes y bioactivos en el crecimiento, desarrollo y reproducción de organismos marinos (Bruland, 1991). Sin embargo, se ha reportado que altas concentraciones de Zn y Cu pueden ocasionar daños mayores a nivel fisiológico que metales tóxicos como el Pb. Esto se debe a que al ser nutrientes (Zn y Cu), los pastos los absorben fácilmente, bioacumulándolos hasta que comienzan a presentar problemas de crecimiento, desarrollo y reproducción. El pasto detiene la bioacumulación de estos metales cuando ya ha sufrido un daño grave. Sin embargo, con los metales tóxicos como el Pb, los pastos presentan una resistencia natural que los hace menos vulnerables (Waddell y Kraus, 1990, Lyngby *et al.*, 1982). Las concentraciones de Zn y Cu en *Zostera marina* reportadas en este estudio son menores a los niveles de toxicidad encontrados en estudios anteriores, aunque se ha demostrado que el grado de toxicidad en *Zostera marina* aumenta en el siguiente orden Hg>Cu>Cd>Zn>Pb (Lyngby y Brix, 1984). Por otro lado, las altas concentraciones de Fe, Mn, Zn, Cu y Pb en

Zostera marina han sido asociadas a una influencia antropogénica en lagunas y ríos (Lyngby y Brix, 1987). Considerando que las lagunas AKa, AKb, EPB y SQ fueron las que presentaron los mayores niveles de estos metales, sería razonable suponer que tienen un origen antropogénico.

Estudios anteriores han demostrado que los pastos marinos presentan una translocación de metales a través de su capilaridad (Lyngby y Brix, 1983). Esta translocación es mayor de las raíces a las hojas, por lo que se ha observado una correlación positiva entre las concentraciones de metales en sedimento con las concentraciones de metales en las hojas del pasto, ya que los pastos incorporan principalmente los metales que se encuentran disueltos en el agua intersticial de los sedimentos (Lyngby *et al.*, 1982; Lyngby y Brix, 1982). En este estudio se observó una correlación positiva entre el sedimento y las hojas de pasto marino en los metales Fe (AKb), Mn (SQ) y Ni, Pb, Cd (OL). Esta correlación sucedió para seis de los ocho metales estudiados, pero no en todas las lagunas costeras estudiadas. Esta correlación positiva sugiere que los metales están siendo asimilados del agua intersticial por medio de las raíces y translocados a las hojas.

Las concentraciones de los metales divalentes disueltos en el agua intersticial son proporcionales a la razón de los metales asociados a los óxidos de Fe entre los óxidos de Fe totales (Tessier *et al.*, 1993). Esta razón se puede aproximar con la concentración de metales asociados a una fracción lábil (en este caso, a la fracción HCl) entre la concentración de Fe de esta misma

fracción (Tessier *et al.*, 1993). Por lo tanto, la concentración medida normalizada por Fe de cada metal, debe ser proporcional a la concentración de metales divalentes disponibles en el agua intersticial para *Z. marina*. Las correlaciones positivas observadas entre los niveles de metales normalizados en sedimentos y las concentraciones en las hojas del pasto sugieren que las concentraciones normalizadas reflejan la fracción de los metales divalentes disueltos en el agua intersticial que se encuentra disponible para estos organismos.

Las hojas de los pastos también absorben los metales que se encuentran en el agua (Ralph y Burchett, 1998), por lo que las concentraciones medidas en las hojas del pasto pueden no necesariamente reflejar la concentración de metales que es translocada de las raíces a las hojas. Por lo tanto, se puede esperar que las concentraciones de metales en las hojas estén reflejando también las concentraciones de metales en el agua circundante.

Las correlaciones sedimento-pasto se realizaron, a diferencia de otros estudios, únicamente con la fracción lábil del sedimento y con una normalización por hierro, lo que podría explicar por qué se llegó a resultados distintos. Por otro lado, la correlación negativa que se encontró en el caso del Co en SI, puede deberse a que los metales que no son nutrientes no se translocan en los pastos marinos (Lyngby y Brix, 1982).

La distribución de metales (Fe, Mn/Fe, Zn/Fe y Pb/Fe) en los sedimentos de la laguna SQ presentó sus mayores enriquecimientos en las zonas de baja

energía (cabezas de ambos brazos) y en la zona cercana a la descarga San Simeón (brazo Este). Esto puede deberse a que en estas zonas hay un incremento de Fe, Mn, Zn y Pb debido a la influencia combinada de la actividad agrícola, la acumulación producida por la baja energía en las corrientes y el poco intercambio de agua en la laguna. Los metales más abundantes (Fe, Mn, Zn y Ni) en las hojas de *Zostera marina* en San Quintín presentaron los mayores enriquecimientos en las zonas de baja energía y en las zonas cercanas a la descarga del arroyo San Simeón. Sin embargo, sólo los niveles de Mn resultaron estar regulando los niveles de Mn en las hojas de *Zostera marina*, ya que fue el único metal que presentó una correlación positiva en esta laguna. Los metales más abundantes en el tejido del pasto marino son metales bioactivos (Fe, Mn, Zn y Ni) que contribuyen a su crecimiento, desarrollo y reproducción, mientras que los metales más abundantes en el sedimento fueron Fe, Mn, Zn y Pb, lo que sugiere que el pasto está teniendo preferencia en absorber al Ni en lugar del Pb, ya que el primero es un nutriente y el segundo es un elemento tóxico que no es utilizado en su ciclo de vida.

Conclusiones

Los datos obtenidos en este estudio sugieren que las concentraciones de metales se encuentran reguladas por las concentraciones de hierro, lo cual a su vez sugiere que los oxihidróxidos de Fe juegan un papel importante en la regulación de los metales traza presentes en las lagunas estudiadas. Sin embargo, el factor más importante en la regulación de la distribución del Fe (y muy posiblemente los oxihidróxidos de Fe) es el tamaño de grano.

La mayoría de los metales estudiados presentaron los niveles más elevados en las lagunas AKa, AKb, EPB y SQ y los menores en OL y SI. Las concentraciones de Fe, Mn y Zn fueron las más altas, tanto para los sedimentos, como para los pastos en todas las lagunas estudiadas.

La distribución de los metales en el sedimento y el pasto marino de la laguna de SQ mostró una tendencia a concentrar los niveles más altos de metales en las zonas de descargas y las zonas de baja energía.

Las concentraciones de metales normalizadas por Fe en los sedimentos, no mostraron, en general, una regulación de la concentración de metales en las hojas del pasto marino *Zostera marina*.

Literatura Citada

- Aguirre M., Buddermeier R., Camacho I., Carriquiry D., Ibarra O., Massey B., Smith V. y Wulf F. 2001. Sustainability of coastal resource use in San Quintin, México. *Royal Swedish Academy of Sciences* 30(3): 142-149.
- Bothner M., Buchholtz M. y Manheim F. 1998. Metal concentration in Surface Sediments of Boston Harbor Changes with time. *Marine Environmental Research* 45:127-155.
- Burger J., Gochfeld M. y Leck C. 1984. Waterbirds on Raritan Bay: A preliminary analysis of their distribution and heavy metal levels. *Bulletin of the New Jersey Academy of Sciences* 79(2):133-142.
- Bruland K.W., Donat J. y Hutchins A. 1991. Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. *Limnology and Oceanography* 36(8):1555-1577.
- Cabello-Pasini A. 1984. Transplantes de *Zostera marina* L. en el Estero de Punta Banda, Baja California, México, durante verano de 1983 y su comportamiento a través de otoño e invierno, Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California. México. 40 pp.
- Cabello-Pasini A., Lara-Turrent C. y Zimmerman R. En prensa a. Effect of storms on photosynthesis, carbohydrates content and survival of eelgrass populations from a coastal lagoon and the adjacent open ocean, *Aquatic Botany*.

- Cabello-Pasini A., Muñiz-Salazar R. y Ward D. En prensa b. Annual variation of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* L. along the pacific coast at Baja California, Mexico, Aquatic Botany.
- Campanella L., Conti M., Cubadda F. y Sucapane C. 2001. Trace metals in seagrass, algae and mollusks from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111:117-126.
- Cauwet G. 1987. Influence of sedimentological features on the distribution of trace metals in marine sediments. *Marine Chemistry* 22:221-234.
- Chenall B., Yassini I. y Jones B. 1992. Heavy metal concentrations in lagoonal saltmarsh species, Illawarra region, southeastern Australia. *The science of the total environment* 125:203-225.
- Cortina J. 1998. Determinación por Voltametría de Redisolución Anódica Sobre un Electrodo de Gotas de Mercurio en un Sistema de Flujo de Zn, Cd, Pb y Cu en Algas Marinas Bioindicadoras de la Contaminación. *Cuaderno de Química Oceanográfica* 1:1-25.
- Deborah C. y Kraus, M.L. 1990. Effects of CuCl_2 on the germination response of two populations of the saltmarsh cordgrass *Spartina alterniflora*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44:764-769.
- Forstner U. y Salomon W. 1980. Trace metal analysis on polluted sediment. Parte I: Assessment of Sources and Intensities. *Environmental Technology Letters* 1:495-505.

- García y Dorronsoro, 1990. Contaminación del suelo por metales pesados, Universidad de Granada España. [edafologia.ugr.es /Conta /Tema15 /1Introd.html](http://edafologia.ugr.es/Conta/Tema15/1Introd.html).
- Gorsline D.S. y Sterwart R.A. 1960-61. Benthic marine exploration of Bahía de San Quintín, Baja California, Marine and Quaternary Geology. *Pacific Naturalist* 3(8):282-319.
- Gutiérrez-Galindo E.A., Flores-Muñoz G., Ortega-Lara V. y Villaescusa-Celaya J.A. 1994. Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza Baja California (México) - California (EUA). *Ciencias Marinas* 20(1):105-124.
- Haritonidis S. y Malea P. 1999. Bioaccumulation of metals by the green alga *Ulva rigida* from the Thermaikos Gulf, Greece. *Environmental Pollution* 104:365-372.
- Huerta-Díaz M.A. y Morse, J.W. 1990. A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. *Marine Chemistry* 29:119-144.
- Kraus M.L. 1988. Accumulation and excretion of five heavy metals by the saltmarsh cordgrass *Spartina Alterniflora*. *Bulletin of the New Jersey Academic of Sciences* 33(2):39-43.
- Krumgalz B.S, Fainshtein G. y Cohen A. 1992. Grain size effect on anthropogenic trace metal and organic matter distribution in marine sediments. *The Science of the Total Environment* 116:15-30.

- Lantzy R.J. y McKenzie F.T. 1979. Atmospheric trace metal: Global cycles and assessment of mans impact. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 43:511-2-525.
- Lyngby E.J. y Brix H. 1987. Monitoring of heavy metal contamination in the limfjord Denmark, using biological indicators and sediment, *The Science of the Total Environment* 64: 239-252.
- Lyngby J.E., Brix H. y Schierup H.H. 1982. Eelgrass (*Zostera marina L.*) as an indicador organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. *Marine Environmental Research* 8:165-181.
- Lyngby J.E. y Brix H. 1982. Seasonal and environmental variation in cadmium, copper, lead and zinc concentrations in eelgrass (*Zostera marina L.*) in the Limfjord, Denmark. *Aquatic Botany* 14:59-74.
- Lyngby J.E. y Brix H. 1984. The uptake of heavy metals in eelgrass *Zostera marina* and their effect on growth. *Ecological Bulletin* 36:81-89.
- Martin J. y Thomas J. 1994. The global insignificance of telluric input of dissolved trace metals (Cd, Cu, Ni and Zn) to ocean margins. *Marine Chemistry* 46:165-178.
- Millán N., Álvarez B. y Nelson D. 1982. Effects of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 15: 317-335.

- Palanques A. Sánchez J. Masqué P. y León L. 1998. Historical record of heavy metals in a highly contaminated Mediterranean deposit: The Besos prodelta. *Marine Chemistry* 61:209-217.
- Ralph P.J. y Burchett M.D. 1998. Photosynthetic response of *Halophila ovalis* to heavy metal stress. *Environmental Pollution* 103:91-101.
- Reed A., Ward D., Dukens D. y Sedinger J. 1998. Branta: *Branta bernicla*. The Bird of North America 337:1-32.
- Reynoldson T.B. 1987. Interaction between sediment contaminants and benthic organisms. *Hydrobiology* 149:53-66.
- Scanlon F., Stotts D., Oderwald G., Dietrick J. y Kendall J. 1980. Lead concentrations in livers of Maryland Waterfowl with and without ingested lead shot present in gizzards. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. 25:855-860.
- Scott A. y Wright A. 1988. Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin* 19(9):425:431.
- Smith W., Kosuchi M. & Hayasak S. 1982. Heavy metal sensitivity of seagrass rhizoplane and sediment bacteria. *Botanica Marina* 25:19-24.
- Tessier A., Couillard Y., Campbell C. y Auclair J. 1993. Modeling Cd partitioning in oxic lake sediments and Cd concentrations in the freshwater bivalve *Anodonta grandis*. *Limnology and Oceanography* 38(1) 1-17.
- UNESCO. 1981. Coastal lagoon research, Present and Future. UNESCO Technical in Marine Science. EEUU.