

62



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

CONCENTRACION DE METALES EN PELO DE CRIAS DE LOBO MARINO DE CALIFORNIA (*Zalophus californianus californianus*, LESSON 1828) EN OCHO COLONIAS DEL GOLFO DE CALIFORNIA.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

B I O L O G O

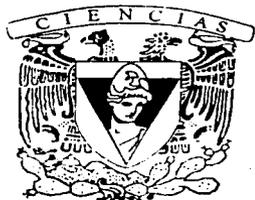
P R E S E N T A :

FERNANDO RICARDO ELORRIAGA VERPLANCKEN

DIRECTOR DE TESIS: DR. DAVID AURIOLES GAMBOA

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

2002



FACULTAD DE CIENCIAS SECCION ESCOLAR



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

M. EN C. ELENA DE OTEYZA DE OTEYZA
Jefa de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo escrito:

Concentración de metales en pelo de crías de lobo marino de California (Zalophus californianus californianus, Lesson 1828) en ocho colonias del Golfo de California.

realizado por **Fernando Elorriaga Verplancken**

con número de cuenta **9653244-9**, quién cubrió los créditos de la carrera de **Biología**

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis

Propietario **Dr. David Aurioles Gamboa.**

Propietario **Dr. René Rosiles Martínez.**

Propietario **Dr. Luis Medrano González.**

Suplente **M. en C. María Guadalupe Barajas Guzmán. Ma. de p.d.**

Suplente **Biol. Alicia Bautista Vega.**

FACULTAD DE CIENCIAS
U. N. A. M.

Consejo Departamental de Biología.


M. en C. **Juan Manuel Rodríguez Chávez**
DEPARTAMENTO
DE BIOLOGIA



A Alicia, por estar siempre conmigo, en las buenas y en las malas.

A mis padres, por su gran apoyo a lo largo de mi formación.

AGRADECIMIENTOS.

Quiero agradecer a la Facultad de Ciencias (UNAM) y al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (IPN) por ser dos de los principales pilares durante mi formación académica.

Del mismo modo quiero agradecer al Dr. David Auriol Gamboa por todas las enseñanzas recibidas y todo el apoyo brindado, sin duda ha sido un ejemplo a seguir. En verdad te agradezco la gran confianza que depositaste en mí desde el inicio.

Al Dr. Rosiles, al Dr. Medrano, a la M. en C. Barajas y a la M. en C. Bautista, por revisar mi trabajo y por contribuir a su mejoramiento en todos sentidos. Gracias por su aportación.

A la M. en C. Claudia Hernández Camacho por su asesoría, valiosa amistad y apoyo. Gracias por echarme la mano en tantas ocasiones, a pesar de estar siempre tan ocupada.

A la M. en C. María Concepción García Aguilar por su constante ayuda. Gracias por siempre responder a mis preguntas.

A mis grandes amigos de siempre, Netza y Kiki, por su amistad después de tantos años. Gracias por hacer más ligera la carga.

A todos mis amigos en la Facultad, cuyos nombres no mencionaré por temor a dejar pasar alguno. Gracias por su amistad.

A mis suegros, Francisco Olalde y Alicia Rodríguez por su ayuda. Gracias por su apoyo siempre tan sincero y desinteresado.

A todos los Verplancken y los Elorriaga. Gracias por ser ese símbolo tan representativo en mi vida.

A ALICIA, por ser la parte más importante en mi vida y siempre estar a mi lado en tiempos buenos y en tiempos malos. Gracias por existir.

A MIS PADRES, por el enorme apoyo recibido. Gracias por contribuir de manera tan importante en la realización de este sueño.

ÍNDICE.

Resumen.....	1
I. Introducción.....	2
II. Antecedentes.....	11
III. Objetivos.....	21
IV. Material y método.	22
1. Área de estudio.	22
2. Colecta de material.	25
3. Manejo y obtención de las muestras.....	25
4. Caracterización de los sujetos de muestreo.....	26
5. Procesamiento analítico.....	26
6. Análisis de datos.....	29
V. Resultados.....	32
1. Concentraciones de metales en el Golfo de California.....	33
2. Valores promedio por metal y colonia.....	36
1.1. Mercurio.....	36
1.2. Plomo.....	37
1.3. Selenio.....	38
1.4. Hierro.....	39
1.5. Cobre.....	40
1.6. Zinc.....	41
1.7. Potasio, sodio y magnesio.....	42
3. Patrones de similitud.....	44
VI. Discusión.....	50
1. Patrones de similitud.....	55
2. Aspectos relacionados con la alimentación.....	56
VII. Conclusiones.....	60
Literatura citada.....	61

RESUMEN.

Se realizó un estudio con la finalidad de evaluar los niveles de metales en la matriz de pelo de crías de lobo marino (*Zalophus californianus californianus* Lesson 1828). Se colectaron muestras en las siguientes colonias; Los Islotes, San Pedro Mártir, San Esteban, Los Cantiles, Isla Granito, Isla Lobos, San Jorge y Consag, haciendo un total de 199. El procesamiento de las muestras se realizó mediante digestión húmeda y la medición de metales con un equipo de espectrofotometría de absorción atómica en el Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Veterinaria de la UNAM. Se analizarán los siguientes metales mercurio, selenio, plomo, hierro, zinc, cobre, sodio, potasio y magnesio. Los valores de concentración en pelo tuvieron cambios latitudinales distintos, pero el patrón que se repitió de norte a sur tuvo una forma general de W, donde los valores fueron más elevados, casi de modo constante, para la lobera más norteña (Consag), Isla Granito (en el centro) y Los Islotes (en el sur). Con base a los niveles promedio de metales pesados calculados para cada colonia, se destaca que algunas presentan consistentemente niveles elevados siguiendo un orden de mayor a menor como sigue: Los Islotes, Granito, Consag, Isla Lobos, San Pedro Mártir, San Esteban, Los Cantiles y San Jorge. Estos valores sirvieron para dar una calificación de riesgo potencial y se asoció con el nivel trófico correspondiente a cada colonias con base a la información disponible sobre hábitos alimentarios. En este sentido se encontraron coincidencias donde Isla Granito, Los Islotes e Isla Lobos poseen los niveles tróficos más altos dentro de las colonias del Golfo de California, concordando con niveles de algunos metales. En términos generales a mayor nivel trófico mayor tendencia de concentración de algunos metales.

Debido a una mayor presencia de dos puertos (que arrojan combustibles al mar) en la zona norte, se esperaba una mayor elevación de algunos metales, lo cual ocurrió. Sin embargo es interesante notar que áreas como Isla Granito, relativamente alejadas de zonas urbanas mostraran concentraciones relativas elevadas de algunos metales (cuales) lo que hace suponer la presencia de fuentes naturales como responsables de la introducción de ciertos metales en la trama trófica.

INTRODUCCIÓN.

El lobo marino de California, *Zalophus californianus californianus* (Lesson 1828) es uno de los miembros de la familia Otariidae mejor conocidos. Como su nombre lo indica, éste se encuentra principalmente en aguas de California y Baja California, aunque también puede hallarse en las Islas Galápagos como la subespecie (*Zalophus californianus wollebaeki* (Siversten, 1953)). Hasta el siglo XX llegó a encontrarse en aguas japonesas la subespecie *Zalophus californianus japonicus* (Peters, 1866).

Los lobos marinos de California son abundantes en el sur de California y en ambas costas de la península de Baja California, México. La época de crianza va de mayo a julio. Censos de *Zalophus californianus californianus* en nuestro país, realizados en junio de 1968 en el área de Isla Guadalupe-San Benito dieron como resultado un número superior a los 15 000 animales, la mayor parte encontrándose en Isla San Benito, Isla Cedros e Isla Natividad (Brownell et al., 1974).

Las hembras de esta especie tienen una gestación aproximada de 11 meses. Una vez que dan a luz amamantan al crío durante 4-5 días continuos. Después de este tiempo inicia la época en la que alternan viajes de alimentación con los periodos de cuidado y alimentación al crío en tierra (Antonelis et al. 1990; Heath et al. 1991). La lactancia en esta especie tiene una duración de un año y en ocasiones llega a prolongarse más tiempo (Peterson y Bartholomew, 1967; Francis y Heath, 1991).

Este pinnipedo es altamente visible, es un residente permanente en islas y ambientes costeros que se caracteriza por ser un depredador de alto nivel trófico y con alto metabolismo. Estas propiedades le adjudican un papel importante como bio-indicador de condiciones ambientales de distinta índole, por ejemplo presencia de metales pesados en el medio. (Auriolles et al. 2001).

Lo que debiera esperarse al concluir este estudio, tomando los dos pilares: El lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*) y un grupo de metales específicos, es delimitar y comprender la distribución geográfica de estos elementos así como el impacto ejercido sobre la ya mencionada especie en las distintas zonas; quizás anticipando un poco la acentuación de estos aspectos negativos en el norte del Golfo de California debido a una mayor actividad antropogénica e hidrológica, en comparación

con la zona sur de este golfo. La razón del porqué debe esperarse tal esquema es debida a que cualquier depredador tope, ya sea el lobo marino de California u otro carnívoro importante en la naturaleza, es siempre considerado un monitor respecto a elementos que poco a poco se van acumulando en las cadenas tróficas, ya que al estar en el tope su consumo es también el de estos elementos (en mayor ó menor cantidad) que pueden presentarse y asentarse desde los primeros eslabones tróficos (Ross, 2001). En este caso, el lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*) es un importante monitor ecológico dentro del Golfo de California (Aurioles et al. 2000), ya que su distribución en este mar es homogénea en lo que se refiere a las islas donde habita. Es importante mencionar también que el lobo marino de California es altamente filopátrico y/o presenta una elevada fidelidad al sitio (Hernández, 2001), por lo que pueden reflejar bastante bien lo que está sucediendo en su medio circundante. De tal modo que hacer un reconocimiento en esta especie nos puede ayudar a comprender la situación general en cuanto a metales pesados para cada una de estas zonas del Golfo.

METALES PESADOS.

Los metales pesados se consideran tóxicos para los sistemas biológicos. Estos elementos tóxicos se definen como aquellos en donde no se conoce algún requerimiento biológico en los organismos, teniendo de este modo una función vital y que por el contrario se den efectos adversos en los seres vivos. Estos metales alteran funciones de desarrollo, crecimiento y reproducción de los organismos, además de que se acumulan progresivamente en los seres vivos y en las cadenas tróficas, produciendo daños no solo a corto sino a mediano y largo plazo también. Gallo (1996) señala que todas las sustancias son venenos, que no hay ninguna que no lo sea; menciona que son las concentraciones ó cantidades lo que diferencia a un veneno de un remedio. Tomando la idea anterior puede señalarse que algunos de los metales pesados, como el selenio, hierro y el cobre, son elementos esenciales para los sistemas biológicos, pero en concentraciones muy pequeñas, del orden de microgramos ó miligramos por día y se encuentran en concentraciones menores al 0.01% del peso corporal (Humphreys, 1990;

Linder, 1991); otros ejemplos de este tipo de elementos son el zinc, yodo, manganeso, cobalto, cromo, fósforo y silicio. Todos estos tipos de metales que acaban de mencionarse son llamados “*metales traza*”. Incluso hay elementos (no incluidos en el estudio) como el arsénico, níquel y vanadio, que son requeridos en concentraciones todavía más bajas (representando el 0.005% del peso del animal), estos son llamados elementos esenciales *ultratraza* y también pueden tener un papel importante dentro de la nutrición animal (*Fishbein, 1990; Church y Pond, 1990*). Se puede decir que la función general de estos elementos traza y ultratraza son las siguientes (*Underwood, 1977*):

- 1) Sirven como cofactores de reacciones enzimáticas.
- 2) Son componentes estructurales de macromoléculas no enzimáticas.
- 3) Son sitios de unión con el oxígeno.
- 4) Sirven como electrolitos en fluidos corporales.

Cuando estas cantidades traza son rebasadas en relación al límite de tolerancia, estos se vuelven tóxicos, de igual modo que los elementos no esenciales (*Church y Pond, 1990*).

La ausencia ó disminución de ciertos elementos como el sodio, potasio ó magnesio, pueden provocar serios problemas biológicos, ya que estos son del grupo de los llamados elementos esenciales, que por definición (*Nielsen 1984*) son aquellos en los que una deficiencia en la dieta resulta en un funcionamiento subóptimo reversible. Los dos primeros elementos mencionados tienen importantes funciones celulares relacionadas con la “bomba sodio potasio”, mientras que el magnesio tiene importantes papeles en el sistema óseo.

Los metales mencionados hasta ahora, entran al organismo vía digestiva, respiratoria ó cutánea (ya sea a través de la epidermis ó bien a través de lesiones).

Una vez que los elementos no esenciales se incorporan al organismo, estos pueden permanecer ó ser excretados de manera parcial ó total. Esto es algo que va a depender del elemento, de la forma química en que se encuentre y de la afinidad de los tejidos hacia cada uno de ellos.

Elementos no esenciales pueden llegar a sustituir a elementos esenciales, tal es el caso del plomo por el calcio, en tejido óseo (*Farias, 1996*), lo cual provoca serios problemas de salud al organismo.

Los mamíferos marinos son excelentes indicadores de contaminación por metales pesados y plaguicidas en el ambiente marino (*Ross, 2001*). Muchos de estos animales se encuentran en el último nivel de la cadena trófica y tienen una larga vida; lo anterior favorece una bioacumulación de metales mayor con respecto a los demás organismos marinos. Un ejemplo de lo anterior es el hecho de que las focas pueden llegar a tener concentraciones de mercurio hasta 1000 veces más altas en comparación con los peces que consumen (*Drescher et al, 1977*), esto resulta de la acumulación a través de la cadena trófica. Debido a lo anteriormente señalado la medición y comparación de niveles tróficos entre loberas pueden ser herramientas importantes para explicar determinadas concentraciones de metales dentro de las mismas.

Aunque los mamíferos marinos toleran elevadas concentraciones de metales a corto y mediano plazo, no hay mucha información acerca de las consecuencias que puedan darse a largo plazo, por este envenenamiento crónico (*Law et al, 1992*). Un aspecto muy importante que tiene que ver con la bioacumulación de metales en los mamíferos marinos es la edad. Diversos autores han propuesto que en órganos (hígado, riñón, piel, etc.), tanto en pinnípedos como en cetáceos, la cantidad de plomo y mercurio va aumentando con la edad de estos animales. Esto también se ha observado en pelo y uñas de focas de puerto *Phoca vitulina* del mar de Wadden (*Freeman y Horne, 1973*), en donde la concentración se incrementa con la edad.

Un aspecto que definitivamente tiene que ver con esta liberación de metales pesados en el océano y una posterior bioacumulación en los organismos marinos es el avance en la tecnología, ya que muchas de las grandes industrias desechan en los océanos elevadas concentraciones de metales tales como plomo, mercurio, selenio, zinc, cobre, entre otros. En cuanto a dicha liberación es necesario señalar que los metales pesados no solo son liberados por causa antropogénica, sino también por fenómenos de tipo geológico (ya sea por actividad volcánica ó intemperismo rocoso). Los metales pesados han estado

presentes en el ambiente marino desde tiempos prehistóricos (*Reijnders, 1995*). En el presente, debido a una contaminación excesiva de naturaleza humana, los niveles de estos metales han alcanzado concentraciones que resultan dañinas a los ecosistemas marinos.

En la siguiente tabla se describe, en cuanto a su toxicidad, la clasificación de metales pesados.

Clasificación de metales de acuerdo a su toxicidad (*Skoch, 1990*)

METALES TÓXICOS MAYORES.	METALES TÓXICOS.
MÚLTIPLES EFECTOS CORPORALES.	USADOS EN TERAPIA MÉDICA.
Arsénico (As).	Aluminio (Al).
Berilio (Be).	Bismuto (Bi).
Cadmio (Cd).	Galio (Ga).
Cromo (Cr).	Oro (Au).
*Plomo (Pb).	Litio (Li).
*Mercurio (Hg).	Platino (Pt).

METALES ESENCIALES.	METALES TÓXICOS MENORES.
POTENCIALMENTE TÓXICOS.	(Poco común en el ambiente).
Cobalto (Co).	Antimonio (Sb).
*Cobre (Cu).	Bario (Ba).
*Fierro (Fe).	Indio (In).
Manganeso (Mn).	Estroncio (Sn).
Molibdeno (Mo).	Plata (Ag).
*Selenio (Se).	Telurio (Te).
*Zinc (Zn).	Talio (Ta).

* Metales incluidos en el estudio.

Muchos de los llamados *elementos menores* pueden ser bastante tóxicos a bajas dosis, pero no son comunes en el ambiente marino. Pero lo anteriormente señalado no debe ser infravalorado, ya que se espera un aumento gradual de contaminantes debido al gradual avance tecnológico e industrial (*Skoch, 1990*).

Los *elementos esenciales* llegan a ser utilizados en concentraciones muy altas en algunas industrias de alta tecnología, esto se está convirtiendo en algo digno de prestar atención. Tal es el caso del selenio, donde su liberación hacia el mar en grandes cantidades en el área de San Francisco ha destruido gran parte de la vida silvestre en el sur de la zona.

Se puede dar el caso de la presencia de ciertos elementos en el ambiente marino los cuales no son ingeridos, pero son absorbidos por las heridas de los animales. Hay casos como el del mercurio (Hg), donde puede haber una penetración a través de la epidermis, siendo este metal uno de los más peligrosos para los seres vivos.

Aparte del agua, la otra fuente mayor de contaminación es el alimento, en donde los metales pueden encontrarse ya sea en el interior ó el exterior del alimento (*Skoch, 1990*); en este sentido habría que mencionar que el alimento principal de los lobos marinos de California son peces y calamares. A éste último respecto cabe señalar que las especies que se alimentan de calamar tienen una mayor tendencia a acumular altos niveles de cadmio, zinc y cobre, los cuales son elementos naturalmente presentes en estos invertebrados (*Reijnders, 1995*).

Es importante hacer mención del hecho de que cuando llega a presentarse estrés por parte del animal puede desencadenarse un transporte del metal presente en tejido, cambiando su localización, volviéndolo tóxico para el individuo.

Al presentarse un envenenamiento por metales pesados, éste puede darse de dos maneras, aguda ó crónica. A continuación serán presentado de modo general los síntomas causados por un envenenamiento agudo y un envenenamiento crónico (*Skoch, 1990*).

ENVENENAMIENTO AGUDO.

- a) La ingestión provoca anemia, presión sanguínea alta, arritmias, bradicardias, rangos anormales de Na/K, alteraciones respiratorias, olores característicos. Todos son síntomas de estrés fisiológico, aunque no son mortales. Si además presentan una lesión o enfermedad, esto puede contribuir a la caída de la salud del animal.
- b) Posible alteración de la salida de orina, incrementándola o decreciéndola. Daño a la cápsula de Bowman y glomérulo, por la presencia de cristales metálicos; éstos pueden llegar a ser liberados a la orina.
- c) El sistema nervioso puede responder a ciertos metales, produciendo temblores, respuestas sensoriales impares y parálisis progresiva o localizada. Los cambios

conductuales van de agresividad extrema a docilidad o apatía. Todo esto va a depender del grado de toxicidad.

- d) El tracto gastrointestinal responde a elevadas dosis de metales, produciendo vómito o diarrea. El material fecal puede apreciarse en coloraciones verdes y/o negras, consistencia alquitranada, mostrando un severo daño en el intestino. Debido a una irritabilidad gastrointestinal, el individuo evitará la ingesta de alimento. La baja de ingesta calórica produce un alto estrés que libera los efectos del veneno.

ENVENENAMIENTO CRÓNICO.

En el envenenamiento crónico la toxina ingerida se va acumulando en los tejidos y su concentración depende de la edad del animal, así como del estadio fisiológico. Se ha observado que diversas especies son capaces de almacenar diferentes niveles del mismo metal, lo que complica la interpretación clínica ó su comparación.

Si un animal tiene un nivel crónico de un metal en su sistema, la ingestión o absorción de hasta una cantidad mínima del metal puede colapsar la posibilidad de que el animal pueda seguir procesando la toxina, pudiendo ocasionar un envenenamiento agudo. Por otro lado, si el animal está sujeto a estrés (incluida la preñez), puede ocasionar, con el incremento del metabolismo, la activación de metales almacenados y de algún modo "mover" la toxina de un tejido seguro (p.e. grasa) a un tejido más sensible (como el hígado, riñón, sistema nervioso, etc.) y producir síntomas clínicos de envenenamiento.

Dentro de los metales importantes para el estudio ecológico de los océanos, pueden mencionarse al arsénico, cobre, níquel, plomo, selenio, cromo, mercurio, zinc y cadmio, ya que, como contaminantes, se hallan de modo abundante en las costas (*Skoch, 1990*). Entre sus efectos podemos destacar los siguientes:

METALES.	SÍNTOMAS.
Cobre, arsénico, cromo, plomo, zinc.	Gastrointestinales:
	a) Diarrea con sangre.
	b) Material negro alquitranado.
	c) Material fecal verde-azul, con vómito.
	d) Vómito.
	e) Cólico.
	f) Pérdida de apetito.
	g) Elevada cantidad de enzimas del hígado.
Arsénico, plomo, mercurio, selenio, zinc.	Neurológicas:
	a) Depresión.
	b) Hiperactividad.
	c) Convulsiones.
	d) Ceguera.
	e) Temblores.
	f) Pérdida de coordinación.
	g) Parálisis posterior.
Cobre, cadmio, arsénico, plomo, mercurio, selenio, Zinc.	Circulatorios/ excretorios.
	a) Deshidratación.
	b) Anuria.
	c) Hemoglobinemia.
	d) Ataxia.
	e) Anemia.
	f) Aminoaciduria.
	g) Proteinuria.
	h) Glucosuria.

ALTERACIONES EN EL TEJIDO POR ALMACENAMIENTO.

El almacenamiento del metal en el tejido se puede dar de tres formas (*Skoch, 1990*):

Corto plazo (Agudo).

Este no es un almacenamiento como tal, pero el cuerpo del animal trata de desintoxicar grandes cantidades agudas de la toxina. Por lo regular los tejidos están permanentemente

dañados (hígado, riñón, sistema nervioso, endocrino y hueso). Aunque el animal no muera, los síntomas agudos se presentan.

Mediano plazo (Crónico).

Este almacenamiento se da a partir de materiales recientemente metabolizados o absorbidos. En este caso se pueden observar ligeros síntomas, siendo esta una etapa en la que el animal puede ser clínicamente tratado. Sin embargo los tejidos pueden quedar permanentemente dañados.

Largo plazo (Subclínico).

Por lo general este tipo de almacenamiento no muestra señales clínicas identificables, porque el almacenamiento ocurre por lo regular en tejidos no sensibles a los efectos tóxicos del metal. Estos tejidos de almacenamiento incluyen: grasa, hueso y en menor grado músculo voluntario.

Los niveles del metal permanecen relativamente estables durante la vida del animal, siempre y cuando estén en tejido adiposo, ya que la pobre inervación en grasa permite un almacenamiento a largo plazo. En la mayoría de los casos solo un estrés extremo puede propiciar un transporte del metal fuera de la grasa (*Skoch, 1990*).

El hueso, no incluyendo médula, es otro sitio estable para algunos metales, por lo regular estos no son sujetos a migración causada por cambios fisiológicos.

Una relativa cantidad estable para cada metal puede esperarse que se conserve a lo largo de la vida del animal, esto comprueba la facultad que posee el animal para desintoxicarse ó deshacerse de ciertas cantidades del metal, hasta llegar a una concentración específica estable. Cada animal posee su propia concentración estable, la cual va a depender del sexo, edad, tamaño y adaptación al medio normal. Es importante recordar que los órganos no son igualmente sensitivos para todos los metales (*Skoch, 1990*).

ANTECEDENTES.

El área de estudio denominada Golfo de California es muy importante en relación a la abundancia y diversidad de mamíferos marinos, entre los cuales se encuentra una población ampliamente distribuida de lobos marinos de California, *Zalophus californianus* (Aurioles, 1993). Esta región, al igual que muchos otros mares en el mundo está sujeta a contaminación. En el Golfo de California desemboca del Río Colorado, el cual acarrea una importante cantidad de elementos y sedimentos, entre los que se encuentran metales como el hierro y el manganeso (Daesslé, et al. En prensa), que pueden ser inofensivos pero también altamente tóxicos. En un estudio realizado por Castro-Castro (1999) se determinó la presencia de metales en materia particulada suspendida asociada a la desembocadura de este río, encontrándose aluminio, fierro, manganeso, cobre y zinc. Por otro lado, la presencia de industrias pueden ser un importante factor para la liberación de residuos de metales pesados y compuestos organoclorados (PROFEPA, 1995). Debido a las corrientes marinas, estas descargas son acarreadas a regiones centrales dentro del Golfo, en donde se encuentran las colonias reproductoras de lobo marino de California más importantes (Zavala, 1993).

En la última década ha habido un especial interés por estudiar la problemática de la contaminación en los océanos. Estos problemas no solo son de índole ecológica, ya que pueden derivar en conflictos sociales. A este respecto puede mencionarse la presencia de diversas comunidades costeras nativas, como las del ártico canadiense y de Groenlandia, las cuales siempre han cazado y consumido la carne y los órganos de la foca anillada (*Phoca hispida*), así como también la piel y la carne de la beluga (*Delphinapterus leucas*) y el narval (*Monodon monoceros*). Por lo que el incremento en la concentración de sustancias tóxicas podría afectar la salud de dichas comunidades (Wagemann et al. 1996).

Hay pocos estudios acerca de la presencia de metales tóxicos en mamíferos marinos, en comparación con los existentes sobre la presencia de organoclorados en estos organismos, aunque se han realizado exploraciones, encontrando importantes resultados en varias especies de pinnípedos. Se han encontrado concentraciones altas de plomo,

mercurio, cadmio, fierro, cobre, zinc, cromo, entre otros. Estos metales han sido hallados en órganos como hígado, riñón, músculo, hueso, pelo y piel (O'Shea, 1999). Cabe señalar que el lobo marino de California no es el único pinnípedo afectado en relación con una contaminación de metales pesados, los estudios implican una gran cantidad de especies, tales como el lobo fino antártico (*Arctocephalus gazella*), lobo fino australiano (*Arctocephalus pusillus*), lobo fino de Alaska (*Callorhinus ursinus*), foca barbada (*Erignathus barbatus*), morsa (*Odobenus rosmarus*), foca harpa (*Phoca groenlandica*), foca de puerto (*Phoca vitulina*) y foca anillada (*Phoca hispida*) (O'Shea, 1999).

En relación con pelo, destacan algunas publicaciones, uno de ellas en foca anillada (*Phoca hispida*), donde se encontraron metales como mercurio, plomo, cadmio, níquel y cadmio (Hyvarinen y Sipila, 1984). Otro estudio fue en la foca de puerto (*Phoca vitulina*), en donde se encontraron restos de plomo y cadmio (Wenzel et al, 1993). Por otro lado Yediler et al (1993) realizó un estudio en pelo de foca monje del Mediterráneo (*Monachus monachus*), donde encontró mercurio, plomo, cadmio, zinc y cobre.

Entre los metales relevantes en el estudio de la ecología y biología de pinnípedos se encuentran los siguientes:

PLOMO.

Este metal se ha reportado en tejidos blandos de mamíferos marinos como riñón, hígado, músculo y grasa, entre los que destacan los dos primeros por acumular mayores concentraciones en comparación con los dos últimos. El efecto acumulativo del que ya se había hablado se vuelve tangible al observar que la concentración de plomo en la foca de puerto (*Phoca vitulina*), aumenta en riñón e hígado conforme aumenta la edad del animal (Drescher et al, 1977). Por el contrario se han reportado decrementos en las concentraciones de este metal en diente de foca gris (*Halichoerus grypus*) (Happleston y Fench, 1973). En esta aparente contradicción sobre la capacidad bioacumulativa de los depredadores tope deben considerarse otros factores como el cambio de alimentación; la foca gris se alimenta de unas 29 clases de peces por lo menos, incluyendo salmón así como crustáceos y moluscos (Bonner, 1972; Mansfield y Beck, 1977; Rae, 1973). Podría esperarse que en cierta etapa de vida de este pinnípedo haya una disminución en cuanto a

la preferencia de ciertas presas, lo cual pudiera favorecer una desintoxicación gradual (*Aurioles, com. pers.*). Otra Explicación podría ser el descenso de este metal en las hembras al momento de la gestación y la lactancia, etapas en las cuales se da una baja de elementos en la madre, los cuales son transferidos al feto por la placenta o bien a la cría vía leche; el elemento más comúnmente perdido durante la lactancia es el calcio, de este mismo modo pueden perderse metales pesados. Este último caso pudiera explicar el hecho de que Miles *et al.* (1992) haya encontrado en foca de puerto menores concentraciones de plomo en hembras que en machos.

De manera general puede señalarse que el plomo provoca desórdenes en el sistema nervioso, sistema renal e inmunotoxicidad así como problemas gastrointestinales. El plomo también interfiere con la producción de glóbulos rojos e inhibe enzimas. Es importante señalar que el hueso es un importante reservorio a largo plazo de este metal (*Kempel et al 1994*).

MERCURIO.

Este elemento se caracteriza por acumularse a través de la cadena trófica y se encuentra en tejidos blandos de mamíferos marinos, entre los que destaca el hígado por las altas concentraciones que llegan a acumular ahí, aunque también se encuentra en el riñón, músculo, grasa y pelo. De acuerdo con Paludan-Muller *et al.* (1993) en marsopa de puerto (*Phocoena phocoena*), las mayores concentraciones de este metal fueron localizadas en el hígado (aproximadamente 5 veces más alta que en el riñón ó la piel).

Se han llegado a encontrar en mamíferos marinos concentraciones de mercurio más altas que las que se consideran letales, sin embargo no llegan a verse efectos negativos. Se sabe que los mamíferos marinos poseen la capacidad metabólica de amortiguar estos efectos.

Un aspecto que apoya el papel bioacumulativo del mercurio en la cadena trófica es el hecho de que los mamíferos marinos que se alimentan a niveles tróficos bajos, como las ballenas barbadas y los sirenios, presentan muy bajas concentraciones de mercurio comparados con mamíferos marinos piscívoros (*Denton y Breck, 1981; O'shea et al,*

1984; Byrne et al, 1985; Honda et al, 1986b, 1987; Dietz et al, 1990; Sanpera et al, 1993).

En los tejidos de mamíferos marinos que se han estudiado se ha encontrado una importante correlación entre el mercurio y el selenio, concluyendo que el selenio, aunque también llega a ser un metal pesado tóxico (menor en comparación con el mercurio), funciona como un protector contra los efectos provocados por el mercurio (Koeman et al, 1973, 1975; Curvin-Aralar y Furness, 1991). Muchos de los estudios respecto a esta interacción entre Se y Hg coinciden en una relación 1:1. Esta relación se ha observado en mamíferos marinos, mas no en peces (Koeman et al 1973, 1975; Kari y Kauranen, 1978).

Los efectos nocivos del mercurio tienen que ver más con daños neurotóxicos y nefrotóxicos aunque es mutagénico y capaz de infiltrarse usando como vía la placenta y/o la leche materna. Ronald et al. (1975, reportado en Holden, 1978) encontraron que por medio de una dosis alta de mercurio en un grupo de focas de Groenlandia, la muerte ocurrió a los 20-26 días, debido a falla renal y se encontraron grandes concentraciones en cerebro e hígado, así como evidencia de hepatitis.

COBRE.

Este es un elemento esencial y prácticamente puede no considerarse como una amenaza potencial para los mamíferos marinos, excepto por un caso aislado que se presentó cuando este elemento fue utilizado como herbicida en una zona de alimentación del manatí de Florida (O'shea et al, 1984), esta intoxicación coincidió con elevadas concentraciones de cobre en el hígado. Los signos de intoxicación varían desde una disminución muy leve de crecimiento hasta una muerte súbita, acompañada de lesión hepática y hemorragia (Underwood, 1977; Pond, 1990).

SELENIO.

Este metal ha sido estudiado en relación con la acción protectora que este tiene contra los efectos nocivos del mercurio, aunque es importante mencionar que este metal llega a ser altamente tóxico por sí solo.

De acuerdo con un estudio llevado a cabo por Paludan-Muller *et al.* (1993) en marsopa de puerto (*Phocoena phocoena*), este elemento se halló en concentraciones hasta 5 veces más altas en piel respecto a riñón, las cuales pueden potencialmente ocasionar desórdenes a nivel orgánico.

En experimentos llevados a cabo en laboratorio (con algas marinas), se ha podido observar un efecto antagónico del selenio sobre los efectos tóxicos del mercurio. Hasta cierto grado se ha logrado observar un rango molar entre los dos elementos de 1:1. Esto también fue reportado en ballenas piloto (*Glopicephala melas*) por Caurant *et al.* (1996), mencionando que quizás la formación de un complejo Se-Hg sea el principal factor en la desintoxicación de mercurio, a través de un proceso de desmetilación del mismo, que es la principal forma dañina de mercurio.

Lo anteriormente señalado se ha visto en varios casos, pero en otros estudios los resultados son inconclusos y hasta contradictorios, por lo que se admite que los conocimientos en cuanto a la relación entre estos dos elementos siguen siendo insuficientes (Paludan-Muller *et al.* 1993).

Cuando las cantidades traza del selenio se rebasan, este metal tiene importantes roles en el crecimiento y la reproducción (Gordon, 1982). Cuando estos niveles son rebasados se produce ceguera, convulsiones, parálisis, pérdida de coordinación, anemia, etc. (Ver cuadro sintomático).

HIERRO.

No hay muchos estudios sobre este metal en mamíferos marinos, aunque pueden destacarse el llevado a cabo por Goldbatt y Anthony (1983) en el lobo fino de Alaska (*Callorhinus ursinus*), en el cual se encontraron concentraciones de fierro en músculo e hígado; así como también el estudio realizado en focas de puerto (*Phoca vitulina*) por Allen *et al.* (1993), en el que se encontraron precipitaciones de óxido de fierro en pelo para todas las clases de edad y sexo, excepto crías. Lo que pudiera corresponder con un fenómeno acumulativo de estas precipitaciones. La intoxicación crónica por parte de este metal produce diarrea y disminución de crecimiento, mientras que la intoxicación aguda

produce severo daño gastrointestinal, congestión vascular, acidosis metabólica e incluso la muerte (*Oswelier et al, 1985*).

ZINC.

De acuerdo con estudio llevado a cabo por Paludan-Muller et al. (1993) en la marsopa de puerto (*Phocoena phocoena*), este elemento fue hallado en concentraciones hasta 7 veces más altas en piel respecto a hígado

Este metal se incluyó en el estudio de Wagemann (1988) en *Phoca groenlandica*, en el cual se observó una transferencia existente por parte de este metal, a través de la placenta y leche, de la madre a la cría, encontrándose elevadas concentraciones en tejidos blandos.

Este es uno de tantos metales en donde se puede observar por un lado que son esenciales en cantidades traza para los sistemas biológicos, por otro lado puede observarse que cuando la concentración de zinc en el organismo aumenta los daños pueden ser manifiestos. Una deficiencia de zinc en el organismo provoca efectos negativos en el crecimiento, incluyendo funciones cerebrales (*Underwood, 1977; Fishbein, 1990*). Lo que se conoce acerca de la ingesta crónica de zinc y los daños que esto puede provocar pueden señalarse deficiencias en hierro y cobre, elementos traza necesarios para los organismos (*Shils y Young, 1988*).

POSIBLES EFECTOS CARCINÓGENOS.

Dentro del Golfo de California hay una publicación relacionada con un carcinoma hepático con metástasis en el bazo de una hembra de lobo marino de California en Isla Granito (una de las colonias contempladas en este estudio) (*Acevedo et al, 1999*). Este hallazgo se llevó a cabo en enero de 1996. Un amplio rango de compuestos potencialmente carcinógenos se han encontrado en esta zona, entre los que destacan metales pesados como selenio, aluminio y titanio (*Britt y Howard, 1983*), así como compuestos bifenil-policlorados (PCB's) y diclorofeniltricloroetano (DDT) (*Numm et al, 1996*). Estos elementos ó compuestos pueden producir daños a nivel de membrana

celular, peroxidación de lípidos y modificación de DNA e inactivación enzimática (*Livingston, 1991*), los cuales llevan a un proceso carcinogénico (*Numm et al, 1996*).

A continuación se dará una referencia acerca de los metales que se encuentran incluidos en este estudio y que son considerados como mutágenos potenciales:

COBRE.

Es un elemento esencial para los organismos y esencial también como cofactor enzimático asociado con metabolismo oxidativo. Debido a su rol en la formación de radicales libres de oxígeno en tejido y en daño de DNA, puede asumirse que su biodisponibilidad sea un factor importante en la formación neoplástica.

HIERRO.

La carcinogeneidad en los mamíferos por parte de este metal no es clara. Se han llevado a cabo una gran cantidad de estudios en trabajadores de minas en todo el mundo, así como también de fundidoras de hierro, relacionando este metal con el cáncer pulmonar. Sin embargo se realizaron experimentos en laboratorio, con hierro metálico y óxido de hierro, encontrando solo tumores benignos (*Muller y Erhardt, 1957; Sanderman, 1971; Stockinger, 1984*). Aunque por otro lado, grandes dosis de hierro carbo-hidratado dieron como resultado sarcomas con metástasis en ratones, ratas, hámsters y conejos (*Richmond, 1959; Fielding, 1962; Haddow et al, 1964; Langvad, 1968*).

PLOMO.

Este ha sido uno de los metales mejor estudiados en relación con el cáncer, ya que industrialmente hablando, tiene una amplia distribución. En estudios llevados a cabo en humanos, se han encontrado diversos tipos de cáncer involucrando órganos como el riñón, pulmón y estómago; casos siempre asociados con elementos asociados al plomo (*Cooper, 1976; Baker et al 1980; Kang et al, 1980; Sheffet et al, 1982; Selevan et al, 1984; Cantor et al, 1986; todos revisados en IARC, 1980b; Kazantziz, 1981; Schlag, 1987; Cohen et al, 1990*). A pesar de todos los estudios llevados a cabo, no se ha

podido establecer una relación en cuanto a la dosis responsable entre el cáncer y el plomo.

SELENIO.

Se ha podido demostrar que este metal tiene propiedades carcinogénicas y anticarcinogénicas tanto en animales como en humanos. Acerca de los estudios en laboratorio que se han llevado a cabo puede resaltarse el de Tscherkes et al (1963), en donde un grupo de ratas fue alimentado con comida con selenio durante 3-18 meses, en este tiempo presentaron hígado cirrótico, pero sin tumores. A los dos años, de los 53 que quedaron con vida, el 21 % presentó adenoma celular en hígado y carcinomas en menor grado (sin metástasis), pero solo en los hígados con cirrosis. En otros estudios también se han observado crecimientos neoplásicos en ratas alimentadas con sales de selenio.

No todos los estudios han demostrado una correlación positiva entre la ingesta de selenio y la incidencia de tumores. Como resultado de lo encontrado en estudios con roedores, el selenio fue introducido como carcinógeno en 1958 (Griffin, 1979). Sin embargo se ha encontrado que hay una relación inversa entre el número de tumores carcinógenos y los niveles de selenio (quizás por la capacidad del selenio para decrecer el estrés causante de cáncer).

Se ha visto que el selenio favorece la mutagénesis cromosómica. Mas que nada se han observado este tipo de daños por parte del selenio tetravalente, no tanto del hexavalente, esto de acuerdo a lo observado en pruebas in vitro (Nakamuro et al, 1976; Hamilton-Koch, 1986).

Mientras que los daños en DNA en procariontes le fue atribuido a compuestos tetravalentes de selenio (Nakamuro et al, 1976), el selenio también puede actuar para mitigar los daños de DNA causados por otros elementos.

ZINC.

Este elemento existe como ión divalente en derivados orgánicos e inorgánicos. Aunque se ha demostrado que los efectos negativos relacionados con el zinc tienen que ver más con una deficiencia de éste que con una toxicidad. Sin embargo hay algunas evidencias de daños a la salud dados por una sobre exposición a este metal. Aunque se ha observado

que los tejidos cancerosos tienen una alta concentración de zinc (*Tupper et al, 1955; Mulay et al, 1971*), el rol del de este metal como agente carcinogénico sigue siendo bastante controversial. La ingestión de sales de zinc ha demostrado la posible formación de tumores, así como la ayuda a la formación de estos, por parte de otros agentes mutagénicos en los segmentos tempranos del tracto gastrointestinal (*Chahovitch, 1955; Stock y Davies, 1964; McGlashan, 1972; Bespalov et al; 1990*).

En un trabajo realizado por Deknuddt, (*1978*); Deknuddt y Derminatt, (*1978*) se trataron linfocitos con sales de zinc, observándose un aumento en las células con fragmentación cromosomal, diploidía y dicentrismo, así como rompimiento de cromátidas.

La clasificación actual del zinc como mutágeno es ambigua e inconclusa, debido a contradicciones encontradas en laboratorio.

PASO DE METALES A TRAVÉS DE LA PLACENTA.

Un aspecto muy importante que tiene que ver con metales tóxicos ó potencialmente tóxicos, a parte de la relación directa que hay con la ingesta ó absorción de estos a través de la epidermis o heridas, sin duda tiene que ver con la transferencia de metales por parte de la madre hacia la cría a través de la placenta, lo cual ha sido reportado, entre otros metales para el mercurio en foca de Groenlandia (*Phoca groenlandica*) por Wagemann *et al* (*1988*). Este estudio reveló que la cantidad de metil-mercurio en el hígado de las crías era mayor que en el hígado de las madres. Una estimación del mercurio ingerido por las crías señaló que la mayor parte de este metal había sido adquirido durante el periodo de gestación. Es sobresaliente el hecho de que no todos los metales tienen la capacidad de ser transferidos a través de la placenta, ya que, por ejemplo el cadmio (que también fue incluido en el estudio de Wagemann) no atravesó la placenta.

Otros metales incluidos en el estudio de Wagemann fueron el cobre y el zinc, que resultaron ser mayores en las crías que en las madres (en riñón e hígado), lo que indicó una transferencia positiva entre la madre y cría, durante la gestación y lactancia.

Las crías de *Phoca groenlandica* examinadas, de no más de tres semanas de edad, se encontraban en el periodo de ayuno, el cual tiene una duración de cuatro semanas

(después de dos semanas de lactancia) (*Stewart y Lavigne, 1980; Worthy y Lavigne, 1983*).

Se han llegado a reportar casos que van en contra de la lógica acumulativa por parte de estos metales en pinnípedos que son depredadores tope (*Heppleston y French, 1973*), tal es el caso de la foca gris (*Halichoerus grypus*), en donde se encontró un decremento de plomo en diente en relación con la edad. Una de las explicaciones lógicas que se puede dar, de acuerdo con estudios como el de Wagemann, tiene que ver justamente con el hecho de que durante la gestación y lactancia hay un paso de nutrientes por parte de la madre hacia la cría. De este mismo modo se da una transferencia de metales, dando por resultado una pérdida de estos en la madre y una ganancia en la cría.

Honda *et al.* (1987) encontraron datos similares en ballena de Minke (*Balaenoptera acutorostrata*) para hierro en hígado. Un decremento de este metal en estos cetáceos se observa conforme la gestación en las hembras iba avanzando (esto también fue encontrado para otros metales como el plomo, cobalto y níquel). Estas observaciones coincidieron con observaciones anteriores hechas por Honda *et al.* (1982, 1983b) para hierro hepático en el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*) en donde también hubo un decremento de Fe con respecto a la gestación y un decremento de plomo y níquel con respecto a la lactancia en esta misma especie. Todo lo anterior obviamente relacionado con una transferencia de metales ya sea hacia el feto (durante la gestación) ó bien hacia la cría (durante la lactancia).

Ruelas *et al.* (2000) encontró algo similar en delfín tornillo (*Stenella longirostris*). Los niveles de mercurio en músculo y riñón fueron mayores en machos y menores en hembras de mismo peso.

OBJETIVO.

Evaluar las concentraciones de metales en pelo de crías de lobo marino (*Zalophus californianus californianus*) de ocho colonias reproductoras del Golfo de California

OBJETIVOS PARTICULARES.

*Establecer valores de referencia de metales en pelo de crías de *Zalophus californianus californianus*, en ocho loberas dentro del Golfo de California.

*Comparar los valores de metales en pelo de crías y utilizarlos como herramienta para definir semejanzas entre colonias y para medir el riesgo potencial de metales específicos, considerados como peligrosos para los sistemas biológicos en general y para las crías de *Zalophus californianus californianus*, en particular.

*Establecer la posible relación entre las distintas concentraciones de metales y los niveles tróficos correspondientes a las colonias de lobo marino de California bajo estudio.

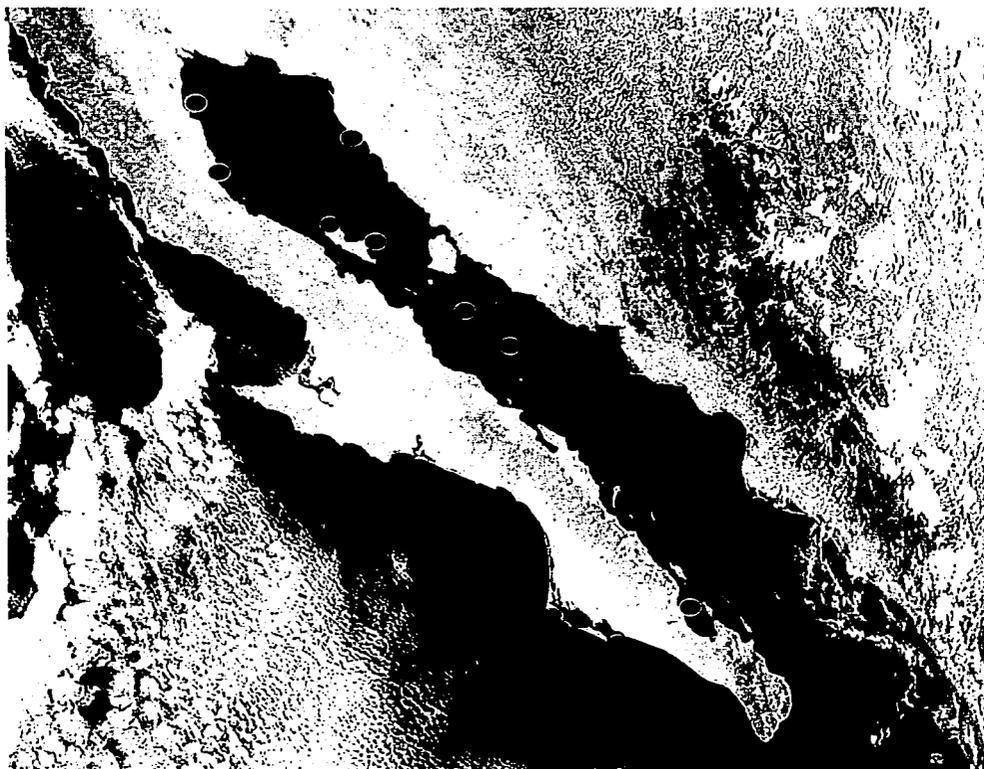
MATERIAL Y MÉTODO.

ÁREA DE ESTUDIO.

El Golfo de California (Fig. 1) es un mar interior ubicado en el noroeste de nuestro país, éste tiene una forma alargada y se encuentra orientado desde el noroeste hacia el sureste. Tiene una longitud aproximada de 1500 km con una anchura promedio de 150 km (*Roden, 1964*). Lo limitan al oeste los estados de Baja California y Baja California Sur y al este las costas de Sonora, Sinaloa, Nayarit y una pequeña parte de Jalisco. La batimetría de este Golfo es muy variable e importante para los procesos marinos de circulación. Topográficamente existen profundidades que van desde grandes cuencas y fosas (de hasta 3 000 mts de profundidad), especialmente en la parte sur del Golfo hasta profundidades no tan acentuadas hacia el norte (de hasta menos de 200 mts de profundidad) (*Roden, 1964; Álvarez, 1983*).

La circulación de las aguas del Golfo de California es bastante compleja. En la parte norte esta circulación se encuentra controlada prácticamente por fuertes corrientes marinas, así como la baja profundidad y limitada amplitud geográfica. Por otro lado en la parte central y sur los factores imperantes son los vientos, la salinidad y la temperatura del agua. En la estación de verano las aguas superficiales poseen una dirección que va de sur a norte, que es la misma que llevan los vientos y es contraria a la que llevan las aguas profundas. En invierno la dirección de las aguas cambia de norte-sur, que sigue siendo la misma que la de los vientos y contraria a la de las aguas profundas.

Figura 1. Mapa donde se muestran las diferentes zonas de estudio.



- | | |
|------------------|----------------------|
| 1. Consag. | 5. Los Cantiles. |
| 2. Isla Lobos. | 6. San Esteban. |
| 3. San Jorge. | 7. San Pedro Mártir. |
| 4. Isla Granito. | 8. Los Islotes. |

A continuación se dará un bosquejo general correspondiente a cada una de las colonias de lobo marino de California pertenecientes a este Golfo y que fueron sujetas al muestreo.

Tabla 1. Posición geográfica y población de lobos marinos de California de las colonias estudiadas dentro del Golfo de California.

LOBERA	COORDENADAS.	POBLACIÓN DE LOBOS MARINOS DE CALIFORNIA *.
<i>Los Islotes.</i>	24°35' lat. N, 110°24' long. O.	378
<i>San Pedro Mártir.</i>	28°23' lat. N, 112°20' long. O.	1559
<i>San Esteban.</i>	28°43' lat. N, 112° 35' long. O.	4982
<i>Los Cantiles.</i>	29°32' lat. N, 113°29' long. O.	946
Granito.	29°33' lat. N, 113°32' long. O.	759
<i>Lobos.</i>	30° 03' lat. N, 114° 30' long. O.	1901
<i>San Jorge.</i>	31°01' lat. N, 113°15' long. O.	3835
<i>Rocas Consag.</i>	31°07' lat. N, 114°27' long. O.	555

* Auriolos-Gamboa, no publicado.

Colecta de material.

Los sitios de muestreo destinados para este estudio fueron ocho loberas a todo lo largo del Golfo de California, de sur a norte. Estas fueron visitadas durante el mes de junio de 1997 y las colectas realizadas por el Maestro en Ciencias Sebastián Luque Flores.

Las muestras de pelo colectadas son pertenecientes a ocho loberas del Golfo de California. Los nombres de estas loberas son, de sur a norte: Los Islotes, San Pedro Mártir, San Esteban, Los Cantiles, Isla Granito, Isla Lobos, San Jorge y Consag.

En cada una de las colonias mencionadas se realizó una colecta de muestras de pelo:

COLONIA	n
Los Islotes	20
San Pedro Mártir	27
San Esteban	27
Los Cantiles	23
Isla Granito	26
Isla Lobos	30
San Jorge	16
Rocas Consag	30

MANEJO Y OBTENCIÓN DE LAS MUESTRAS.

Todas las colectas fueron hechas en crías de lobo marino de California (*Zalophus californianus californianus*). Se eligió esta categoría de edad debido a que es fácil manejarla y contener un elevado número de individuos en un período corto de tiempo.

Todas las crías que formaron parte de este estudio estuvieron con vida en el momento de la toma de la muestra. Para esto fueron capturadas y colocadas en tinas con agua de mar para tratar de aminorar lo más posible el estrés. Los cortes de pelo fueron llevados a cabo con tijeras comunes y las muestras colocadas en bolsas de plástico.

Caracterización de los sujetos de muestreo.

Dadas las fechas de la colecta las crías eran prácticamente recién nacidas.

Las características propias de esta categoría de edad de cría, de acuerdo a Le Boeuf et al (1983) fueron las siguientes:

*Edad: menores a los dos meses.

*Color gris: obscuro ó negro.

*Longitud estándar: Hembras- 72.3 ± 4.18 cm. Machos- 75.7 ± 2.93 cm

*Peso: Hembras: 7.60 ± 1.45 kg.; Machos: 9.01 ± 1.32 kg.

PROCESAMIENTO ANALÍTICO.

La medición de metales en las muestras de pelo de lobo marino fue llevada a cabo con un equipo de espectrofotometría de absorción atómica, perteneciente a la Facultad de Veterinaria de la UNAM. El método mediante el cual se llevó a cabo el procesamiento fue el de digestión húmeda. A cada uno de los matraces Micro-Kjeldhan con muestra les fueron añadidos 5 mL de ácido nítrico y dos perlas de vidrio. Después de esto se dejaron reposar a temperatura ambiente entre 36 y 48 horas. Las muestras se calentaron en un microdigestor a la temperatura que el ácido nítrico ebulle, esto de modo constante para evitar que el mercurio se volatilizara. Lo anterior se llevó a cabo hasta que la solución se tornó transparente. Se dejó enfriar todo y se agregaron 2 mL de ácido perclórico concentrado, después se sometió nuevamente a calor para digerir las muestras en su totalidad y obtener alrededor de 2 mL de solución. El tiempo de digestión para estas muestras de pelo fue de entre 30 y 45 minutos.

Las muestras digeridas se aforaron en matraces de 50 mL con agua desionizada, se filtraron y vaciaron en recipientes de plástico debidamente enjuagados con agua corriente y desionizada, se secaron y luego etiquetaron. Para la cuantificación de zinc y hierro fue necesario realizar una ó dos soluciones más.

Tabla 2. Parámetros utilizados para la calibración del espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer mod. 2380 y para la toma de lecturas de los metales.

	Cu	Fe	Hg	Pb	Zn
Estándar (mg/L)	4.0	5.0	*	20	0.05
λ (nm)	324.8	248.3	253.3	283.3	213.9
Rango lineal (mg/L)	5.0	5.0	0.3 UA	20	0.2
Sensitividad (mg/L)	0.077	0.1	4.68 ng	0.45	0.011
Blanco	nsd	0.24	0.013	nsd	0.03
Dilución (mg/L)	1:50	1:50	1:50	1:50	1:1000

(nsd: no se encontró; *: dado para la absorbancia de 100 ng totales; UA: unidades de absorbancia).

Para la toma de lecturas se calibró el espectrofotómetro de absorción atómica con tres soluciones estándar de cada elemento distribuidas entre el límite mínimo y máximo de sensibilidad a determinar, y una solución blanco como patrones de referencia del rango de lectura (cuadro superior). Las lecturas que se salían de la curva de calibración eran repetidas a una mayor dilución. Los estándares se obtuvieron comercialmente o fueron elaborados a partir de sales metálicas puras de grado analítico a una concentración conocida, para obtener una lectura lineal en absorbancia, de acuerdo con lo que indica el manual de operación del espectrofotómetro de absorción atómica. El Zn, Fe, Pb y Cu se determinaron mediante flama aire acetileno y el Hg y Se mediante técnica de vapor frío.

Las diluciones de los metales se leyeron dos veces y mediante una prueba de *t* se comprobó si había una diferencia significativa entre la primera y la segunda lectura. Al resultar negativa esta prueba, se consideraron para el análisis las lecturas tomadas en la segunda ocasión. Para cada metal se obtuvieron las lecturas de todas las muestras en un solo día y se intercalaron las soluciones estándar y el blanco en varias ocasiones.

CONVERSIÓN DE LOS DATOS.

Para realizar la conversión de las ya mencionadas lecturas señaladas en absorbancia en el espectrofotómetro a las concentraciones de metales en microgramos por gramo (ppm) se utilizó la siguiente fórmula:

$$C \text{ (ppm)} = (L - B) \times D / P$$

En donde:

C: Es la concentración en microgramos por gramo de peso seco.

L: Es la lectura de la muestra.

B: Es la lectura de la solución blanco.

D: Es la dilución en mL.

P: Es el peso de la muestra en gramos.

El mercurio y el selenio, que fueron expresados en nanogramos por gramo, se determinaron por la técnica de vapor frío y vapor caliente, respectivamente. Se utilizaron los tres estándares de 50, 100 y 200 microlitros de una solución de 1 ppm de Hg y de Se STD. La concentración de Hg y de Se a partir de esta fórmula quedan expresados en nanogramos por gramo (ppb). La concentración de estos metales se convertirían de ppb a ppm al dividirla entre 1000, donde la *A* indica una alícuota en mililitros

$$\alpha = (L - B) \times 100 / (STD - B)$$

$$\beta = (\alpha \times D) / A$$

$$C \text{ (ppb)} = \beta / P$$

ANÁLISIS DE DATOS.

Obtención de las calificaciones (Cuadro 1).

Por medio del programa de estadística "Quattro Pro" se llevó a cabo una descripción estadística para cada metal, utilizando la sumatoria de los datos de todas las colonias. A cada una de las bases de datos de cada metal les fueron estimados los principales parámetros estadísticos, incluyendo los niveles de confianza, superior e inferior.

Posteriormente se tomó dato por dato de cada una de las colonias, comparando su valor respecto de los niveles de confianza obtenidos. Basándose en esto se consideraron tres aspectos:

1) Si el dato se encontraba por debajo del nivel inferior de confianza, éste adquiría la calificación mínima: 1.

2) Si el dato se encontraba entre el nivel inferior de confianza y el superior, éste adquiría la calificación media: 2.

3) Si el dato se encontraba por arriba del nivel superior de confianza, éste adquiría la calificación máxima: 3.

Una vez que, por colonia se contaba con toda una lista de calificaciones, era necesario darle una sola calificación global a esa colonia. Esto se realizó basándose en las modas, para cada colonia. Se usaron las modas y no las medias porque interesaba conocer la incidencia de estos valores metálicos a nivel individual en una muestra dada, no el valor central de la muestra. El uso de las modas fue aplicado en los cuadros de las calificaciones y posteriores conclusiones. En el caso de las gráficas que muestran los valores por metal para cada colonia, se utilizaron las medias y su desviación estándar.

Obtención de calificaciones (Tabla 5).

Contando con las ya mencionadas calificaciones, se llevó a cabo una sumatoria, para cada colonia, pero utilizando únicamente los metales considerados de riesgo (Mercurio, Selenio, Plomo, Hierro, Zinc y Cobre). Los valores obtenidos simplemente fueron sometidos a un ajuste para que el valor más alto fuera la calificación 10 y todas las demás fueran asignadas con respecto a este valor. Con esto fue posible "juzgar" que lobera era la mayormente contaminada, en relación con estos metales pesados. Las calificaciones obtenidas son observadas en la tabla 5.

Obtención de los Niveles Tróficos.

La técnica empleada fue la descrita por V. Christensen y D. Pauly (1991). Esta técnica involucra dos aspectos, el porcentaje de importancia de la presa dentro de la dieta del depredador y el nivel trófico para cada una de las presas. Un muy sencillo ejemplo es el dado por estos autores donde para un animal que consume un 60% de plantas y un 40% de animales, su nivel trófico se calculará de la siguiente manera:

$$1 + (0.4x1 + 0.6x2)$$

Suponiendo que 1 fuera el nivel trófico de la primera presa y 2 fuera el nivel trófico de la segunda presa.

Entonces su nivel trófico sería 2.6.

Se obtuvieron los niveles tróficos de cada colonia de lobo marino, basándose en las principales presas de acuerdo a los estudios realizados por García (1999).

Gráficos.

La elaboración de gráficas y patrones de similitud, así como las correlaciones fueron elaborados por medio del paquete estadístico "*Statistica*". Las gráficas que reflejan concentraciones se hicieron utilizando inicialmente valores promedio, después se basaron en el número total de valores. Los patrones de similitud se obtuvieron a partir del número total de valores normalizados.

Los coeficientes de correlación se calcularon con el programa "*Curve Expert*" versión 1.3, utilizando los valores promedio de cada lobera, excepto en un par de casos en donde se empleó el número total de valores. Por otro lado, las tablas de valores fueron creadas por medio del programa de estadística "*Excel 2000*".

En las diferentes tablas, gráficas y patrones de similitud las colonias siempre fueron colocadas de sur a norte, en relación con su ubicación en el Golfo de California.

RESULTADOS

En la tabla mostrada a continuación se observan los promedios y las desviaciones estándar de las concentraciones de metales en pelo de lobo marino para cada colonia del Golfo de California estudiada. Se pueden notar importantes diferencias en estos valores, tanto entre metales en cada colonia, como de un mismo metal entre colonias.

Tabla 3. Valores de media \pm desviación estándar y tamaño de la muestra (n) para cada metal por colonia.

	Los Islotes.	San Pedro Mártir.	San Esteban.	Los Cantiles.
Na	18295.8 \pm 17031.29 (n=10)	17177 \pm 9756.61 (n=27)	15070.9 \pm 5047.5 (n=25)	16242.6 \pm 5806.4 (n=21)
Cu	4.4 \pm 13.34 (n=18)	17.6 \pm 59.9 (n=26)	46.9 \pm 106.6 (n=27)	7 \pm 1.53 (n=22)
Zn	397.5 \pm 308.1 (n=18)	96.7 \pm 74.5 (n=24)	171.6 \pm 40.3 (n=27)	40.5 \pm 38.57 (n=23)
Pb	42.4 \pm 22.2 (n=12)	127.7 \pm 98.06 (n=25)	24.5 \pm 27.18 (n=23)	5.1 \pm 2.49 (n=23)
K	1526.9 \pm 684.1 (n=14)	1237.7 \pm 577.9 (n=26)	1177.5 \pm 348.3 (n=26)	1137.3 \pm 260.1 (n=22)
Mg	3924.4 \pm 2077.5 (n=14)	16104.4 \pm 4741.66 (n=5)	3384.4 \pm 4298.1 (n=25)	12493.3 \pm 1665.18 (n=22)
Se	32133.4 \pm 34409.32 (n=14)	3634.1 \pm 3480.01 (n=26)	14476.1 \pm 12232.8 (n=26)	5880.1 \pm 2849.035 (n=21)
Hg	13115.4 \pm 9057.8 (n=13)	7003.9 \pm 7382.04 (n=21)	6749.4 \pm 4835.35 (n=25)	8443.8 \pm 4014.3 (n=21)
He	203.2 \pm 216.1 (n=18)	109.9 \pm 48.16 (n=27)	147.4 \pm 158.11 (n=15)	121 \pm 53.63 (n=23)

	Isla Granito.	Isla Lobos.	San Jorge.	Rocas Consag.
Na	18000 \pm 7336.11 (n=25)	5259.7 \pm 7005.47 (n=28)	802.1 \pm 243.4 (n=16)	(n=0)
Cu	3.8 \pm 3.26 (n=25)	2.3 \pm 1.51 (n=16)	1.7 \pm 1.68 (n=16)	47.2 \pm 4.05 (n=26)
Zn	197.3 \pm 72.73 (n=25)	119.8 \pm 25.83 (n=29)	59.5 \pm 18.5 (n=16)	198.7 \pm 44.34 (n=25)
Pb	11.7 \pm 9.36 (n=6)	170.1 \pm 50.5 (n=30)	18.1 \pm 16.07 (n=24)	17.1 \pm 20.03 (n=19)
K	1477.4 \pm 597.4 (n=24)	960.5 \pm 367.9 (n=28)	802.1 \pm 243.4 (n=16)	1291.3 \pm 396.6 (n=23)
Mg	3584.2 \pm 3564.93 (n=22)	4546.1 \pm 4204.097 (n=30)	3626.5 \pm 557.26 (n=16)	2754.1 \pm 522.7 (n=19)
Se	31118.8 \pm 7242.56 (n=23)	4009.6 \pm 2032.21 (n=28)	6932.3 \pm 3695.28 (n=16)	14321.6 \pm 6459.93 (n=28)
Hg	13882 \pm 10026.45 (n=22)	9453.2 \pm 9100 (n=29)	6546.8 \pm 3729.79 (n=17)	14142.6 \pm 9302.5 (n=27)
He	207.8 \pm 112.5 (n=24)	107.1 \pm 71.88 (n=25)	101.3 \pm 45.11 (n=15)	74.8 \pm 29.54 (n=24)

Valores promedio generales para el Golfo de California.

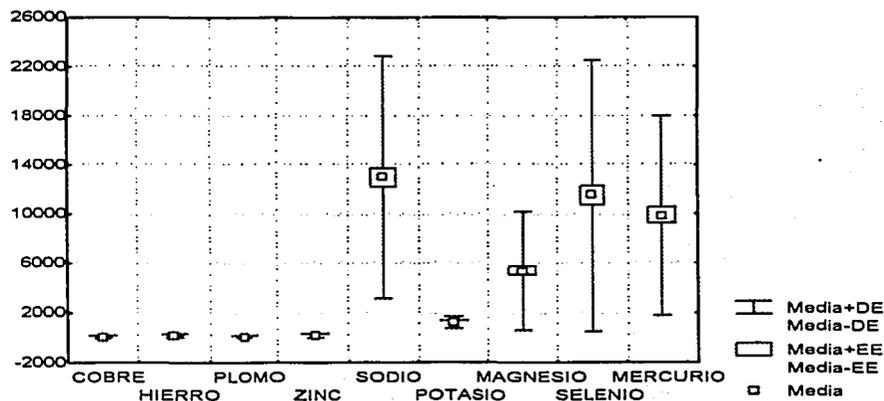


FIGURA 2. Valores promedio generales de metales en cría de lobo marino, en todas las colonias estudiadas en el Golfo de California ($\mu\text{g/g}$, excepto mercurio y selenio, ng/g).

En la figura 3 se muestra de modo más claro la varianza en metales, ya que en la primera figura el Na, Mg, Se y Hg y sus grandes varianzas no permitían observar el fenómeno en los demás elementos.

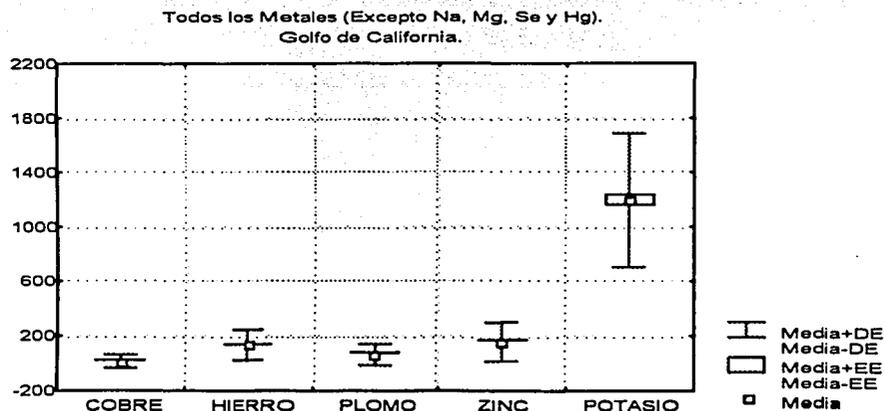


Figura 3. Valores promedio generales de cobre, hierro, plomo, zinc y potasio en cría de lobo marino.

Para poder ver de un modo más objetivo el impacto existente en estas colonias de lobo marino se hizo un análisis estadístico mediante el cual se obtuvieron los niveles de confianza para cada metal, con todas las colonias ya incorporadas. A partir de estos se hizo una comparación usando individualmente cada colonia para cada metal. Lo anterior se hizo para obtener calificaciones para cada colonia (1-3). La calificación más baja (1), se utilizó para calificar a las colonias que tuvieron una muy baja concentración del metal correspondiente, para esto la mayoría de los valores de esa colonia tenían que estar por debajo del nivel inferior de confianza. La calificación 2, se utilizó para categorizar a la colonia como una con una concentración mediana del metal correspondiente, para esto la mayoría de los valores de esa colonia tenían que encontrarse entre el nivel inferior y el nivel superior de confianza. La máxima calificación (3), se utilizó para calificar las colonias con las mayores concentraciones del metal correspondiente, para esto la mayoría de los valores de esa colonia debían estar por encima del nivel superior de confianza. Las calificaciones que se obtuvieron son mostradas en la tabla 4.

COLONIAS	SODIO	COBRE	ZINC	PLOMO	HIERRO	POTASIO	MAGNESIO	SELENIO	MERCURIO
Los Islotes	3	1	3	1	3	3	1	3	3
San Pedro Mártir	3	1	1	3	1	1	3	1	1
San Esteban	3	1	2	1	1	1	1	1	1
Los Cantiles	3	2	1	1	1	1	3	1	1
Isla Granito	3	1	2	1	3	3	1	3	3
Isla Lobos	1	1	1	3	1	1	1	1	1
San Jorge	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Consag		1	3	1	1	3	1	3	3

Tabla 4. Calificaciones basadas en concentraciones de metales en pelo de lobo marino en el Golfo de California.

En la tabla 4 se dan a conocer las calificaciones para cada colonia, tomando en cuenta cada metal. Para conocer de un mejor modo únicamente el impacto ejercido por los

metales considerados de ALTO RIESGO y los que son POTENCIALMENTE de alto riesgo (mercurio, plomo, selenio, hierro, cobre y zinc), se llevó a cabo una sumatoria, por colonia, ya tomando en cuenta todos los metales considerados con estas características. Por último se llevó a cabo una conversión de todos los valores estandarizando el valor más alto (14) como 10, de ahí los valores siguientes fueron proporcionalmente transformados.

Por ejemplo:

Sumatoria dada por Los Islotes: 14. Por lo que este valor equivale a 10.

Sumatoria dada por Isla Granito: 13. Por lo que proporcionalmente este valor equivale a 9.2.

COLONIAS	CALIFICACIÓN
Los Islotes.	10
Granito.	9.2
Consag.	8.5
Isla Lobos.	5.7
San Pedro Mártir.	5.7
San Esteban.	5.0
Los Cantiles.	5.0
San Jorge.	4.2

Tabla 5. Calificaciones asignadas a las colonias de lobo marino, basándose en los metales tóxicos ó potencialmente tóxicos (*Hg, Pb, Se, Zn, Cu y Fe*).

VALORES PROMEDIO POR METAL Y COLONIA.

En las gráficas siguientes pueden observarse los valores de media y desviación estándar de cada metal en cada colonia, donde se pueden observar las variaciones entre las concentraciones de metales.

Mercurio.

De acuerdo a lo encontrado en las gráficas y en los intervalos de confianza, se puede observar que las colonias más contaminadas por efecto del mercurio fueron principalmente Los Islotes, Granito y Consag, en estas loberas se obtuvieron las calificaciones individuales más altas con 3. Las demás colonias realmente no tuvieron concentraciones de consideración.

Este fue uno de los metales con las varianzas más regulares entre colonias. En los dos tipos de gráficas puede claramente apreciarse ese efecto ya mencionado de concentración que va del sur hacia el norte, provocando un patrón ó variación semejante a una "W" a lo largo del Golfo de California.

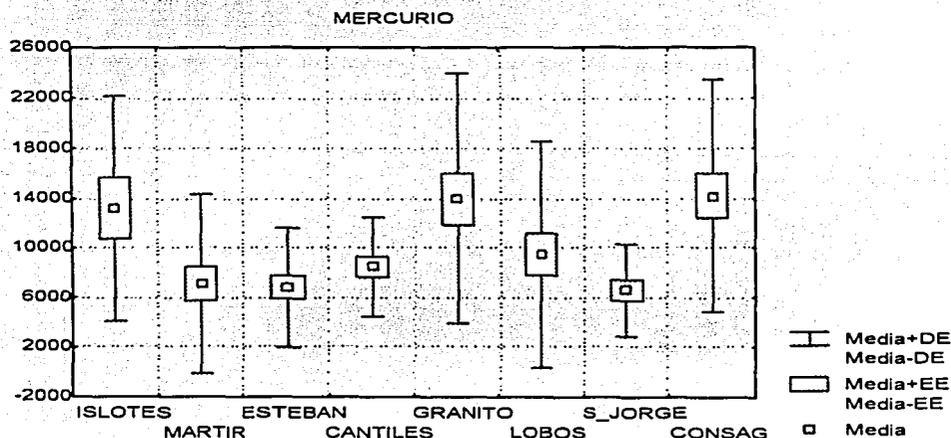


FIGURA 4. Concentraciones de mercurio (ppb) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

Plomo.

Las únicas colonias con severos problemas en cuanto a altos niveles de plomo y que alcanzaron la máxima calificación individual de 3, fueron las colonias de Isla Lobos y de San Pedro Mártir. Las demás colonias tuvieron niveles muy bajos en este sentido. Lo anterior puede observarse contundentemente en la figura 5.

Estas dos colonias también coincidieron con una elevada varianza en ambas, a diferencia de todas las demás. La ya mencionada variación semejante a una "W" formada a lo largo del Golfo de California también es ligeramente observada aquí, ya que fuera de Isla Lobos y San Pedro Mártir los niveles en las otras colonias fueron muy bajos.

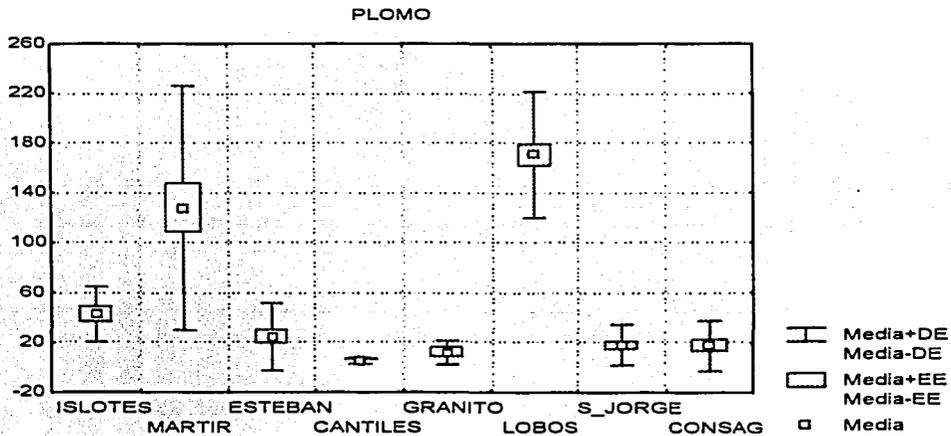


FIGURA 5. Concentraciones de plomo (ppm) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

Selenio.

En la siguiente gráfica se aprecian los valores de este metal, que de cierto modo refleja nuevamente altibajos a lo largo de las colonias de lobo marino, siguiendo un patrón similar con respecto a las concentraciones de mercurio (Figura 4), especialmente en Los Islotes y en Isla Granito. Sin embargo, a excepción de Los Islotes las varianzas en estas colonias no fueron tan grandes como en las correspondientes con el mercurio.

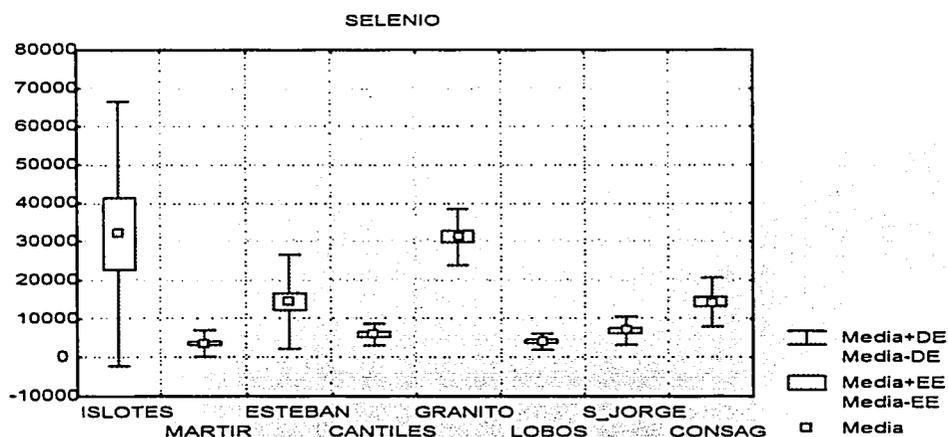


FIGURA 6. Concentraciones de selenio (ppb) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

Hierro.

Este metal potencialmente tóxico fue observado en elevados niveles en Los Islotes y en Isla Granito. Estas colonias fueron las únicas catalogadas con calificación 3, las demás loberas fueron evaluadas con calificación de 1, a pesar de que San Esteban tuvo un nivel de hierro bastante considerable, pero estadísticamente no rebasó la mínima calificación.

En este caso la mencionada variación ó patrón semejante a una "W" no se observa, ya que Rocas Consag, una colonia con por lo regular elevadas concentraciones de metales no se presenta de esta manera para el hierro. Por lo anterior incluso se observa un descenso de este elemento conforme la ubicación va siendo más norteña y bastante regular a lo largo del Golfo de California, a excepción de los picos en Granito y Los Islotes, y moderado en San Esteban. En estas tres colonias y especialmente en Los Islotes se observó una muy elevada varianza de este metal entre los individuos.

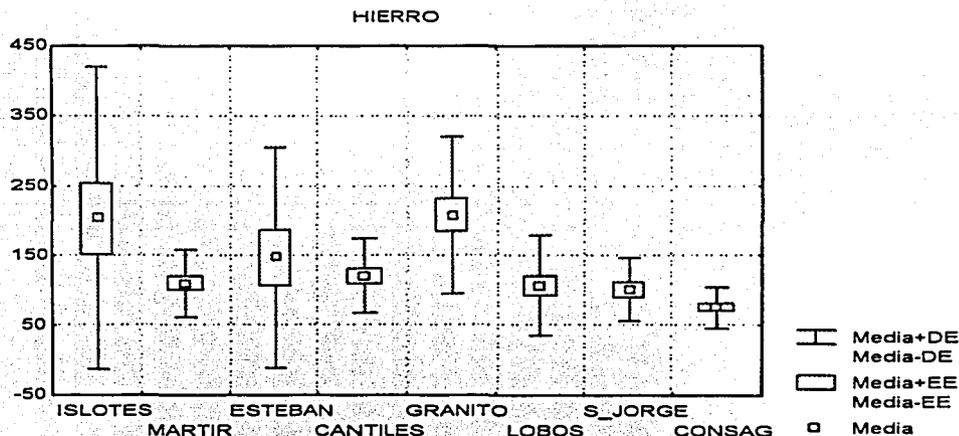


FIGURA 7. Concentraciones de hierro (ppm) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

Cobre.

De acuerdo a la siguiente gráfica los niveles más altos de cobre se dan en San Esteban y San Pedro Mártir, así como también en Los Cantiles, esto, como ya se sabe basándose en las medias. Basándose en las modas, que fue como se obtuvieron las diferentes calificaciones, no se da el mismo reflejo, algo como lo que se dio con el selenio, ya que fueron Los Cantiles la colonia que obtuvo la mayor calificación (2). La explicación, una vez más es que tanto en San Esteban como en San Pedro Mártir se da una muy alta media (primeras figuras), pero solo por unos cuantos valores muy altos. Por otro lado, en Los Cantiles la cantidad de valores entre el nivel de confianza inferior y superior, aunque no son individualmente muy altos, si son la mayoría, por lo que recibe la calificación 2 y las demás loberas de la calificación 1.

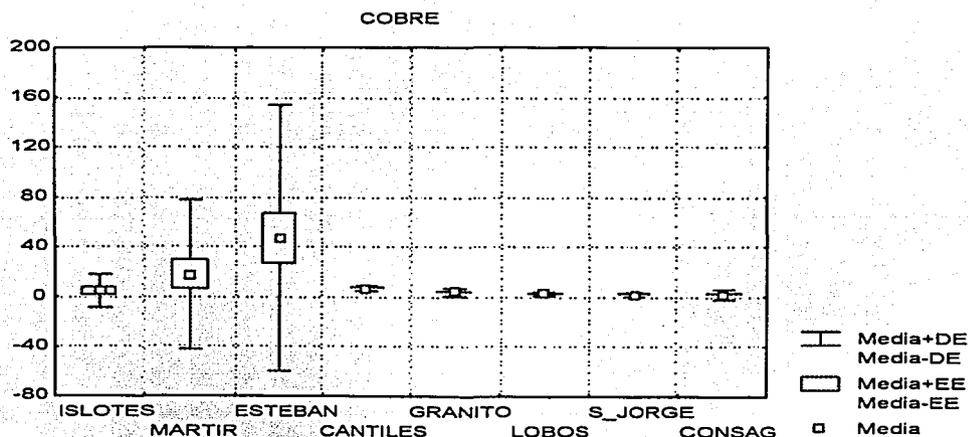


FIGURA 8. Concentraciones de cobre (ppm) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

Zinc.

Este metal, que como el hierro es potencialmente tóxico para los sistemas biológicos, se mostró en altos niveles de igual modo que varios de los metales de riesgo especialmente en Los Islotes así como también en Consag, que obtuvo calificación de 3 e Isla Granito, que obtuvo calificación 2. Para el caso de Los Islotes la concentración de zinc fue marcadamente alta con respecto a cualquier otra colonia. Para esta lobera también puede mencionarse una muy elevada varianza de datos en comparación con la de las demás colonias que podría decirse que fue insignificante.

En San Esteban también hubo una elevada concentración de zinc, pero estadísticamente, al igual que Isla Granito, tampoco rebasó la calificación de 2.

Una vez mas es posible observar el patrón "W" en este metal, que en muchos casos nos permite reconocer ya cuales son las zonas geográficas del Golfo de California que tienen problemas con este tipo de contaminantes.

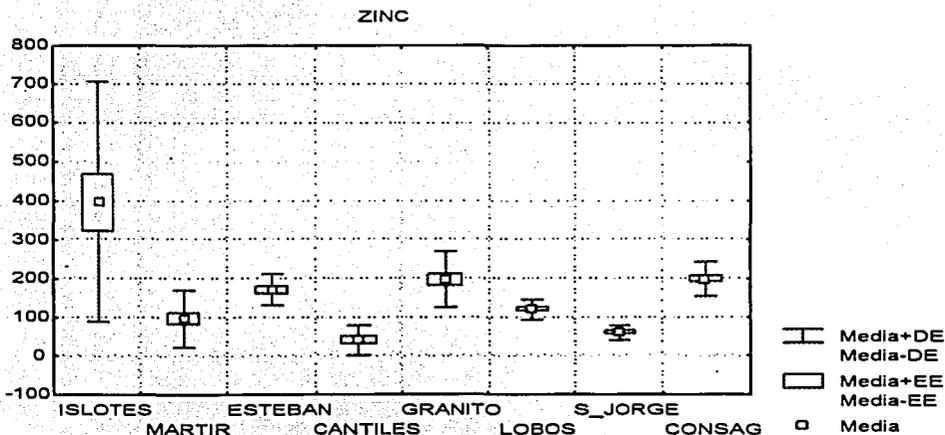


FIGURA 9. Concentraciones de zinc (ppm) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

Potasio, sodio y magnesio.

Estos tres elementos son de gran importancia para los sistemas biológicos, pero realmente no hay una estrecha relación entre estos y un posible impacto de tipo ecológico, por lo menos no en comparación con los primeros metales. A lo largo de las diferentes gráficas y resultados en general pudo apreciarse una concentración bastante homogénea entre colonias, especialmente entre el potasio y sodio, en donde los niveles más altos para estos dos metales se observó en Los Islotos, Isla Granito y San Pedro Mártir. Por otro lado, entre estos dos metales también pudo apreciarse una gran varianza, a excepción del sodio para San Jorge.

El magnesio presentó un esquema diferente al sodio y potasio, ya que sus valores máximos fueron dados en Los Cantiles, Isla Lobos y también San Pedro Mártir. Por otro lado, las varianzas dadas para este metal fueron menores con respecto a los otros dos metales.

Es necesario mencionar que estos tres elementos esenciales (de los más importantes en los sistemas biológicos) se presentaron en niveles (ppm) muy elevados en comparación con los demás metales en el estudio.

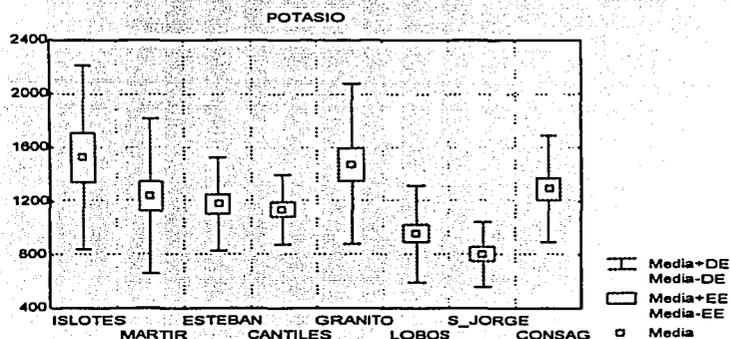


FIGURA 10. Concentración de potasio (ppm) en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

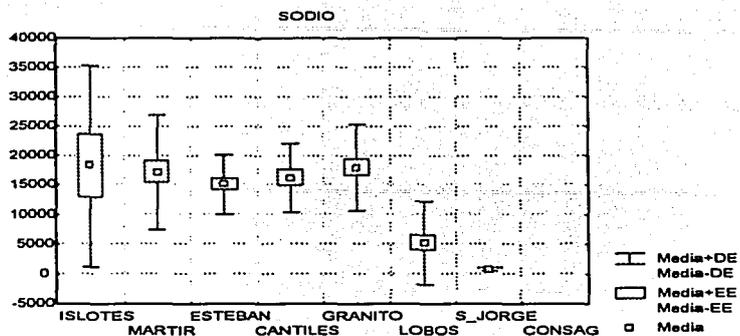


FIGURA 11. Niveles de sodio en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte (No se contó con información de este elemento para Consag).

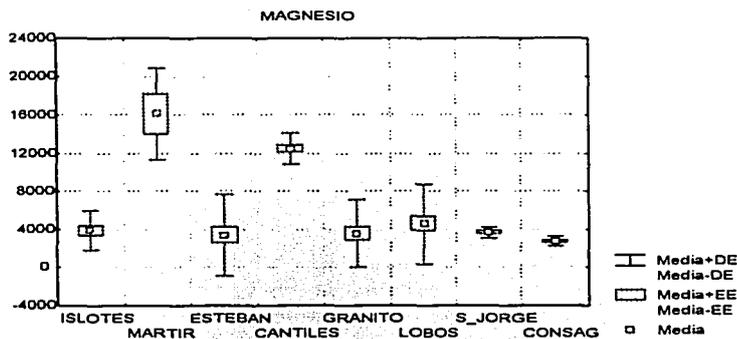


FIGURA 12. Concentración de magnesio en las colonias de lobo marino, ordenadas de sur a norte.

PATRONES DE SIMILITUD.

Con la finalidad de establecer los patrones de similitud entre las diferentes colonias, en cuanto a la presencia de los elementos utilizados en este estudio, se obtuvieron análisis de cúmulos incluyendo a todas las colonias bajo estudio.

En los patrones de similitud mostrados a continuación se aprecia una similitud en cuanto a los niveles de metales (previamente normalizados), mas no un parentesco geográfico en cuanto a la cercanía entre zonas dentro del Golfo de California. Las únicas colonias que fueron emparentadas por esta cercanía fueron San Jorge e Isla Lobos.

En esta figura 13 se analiza el patrón de similitud entre las colonias de lobo marino el caso de, solo que en este caso no se hizo uso de la colonia Consag, debido a que no se cuentan con datos de sodio para esta lobera. En esta figura, de igual modo que en las siguientes dos, pueden observarse similitudes entre colonias, las cuales no tuvieron relación con la geografía de las mismas, sino mas bien con las diferentes concentraciones de los metales.

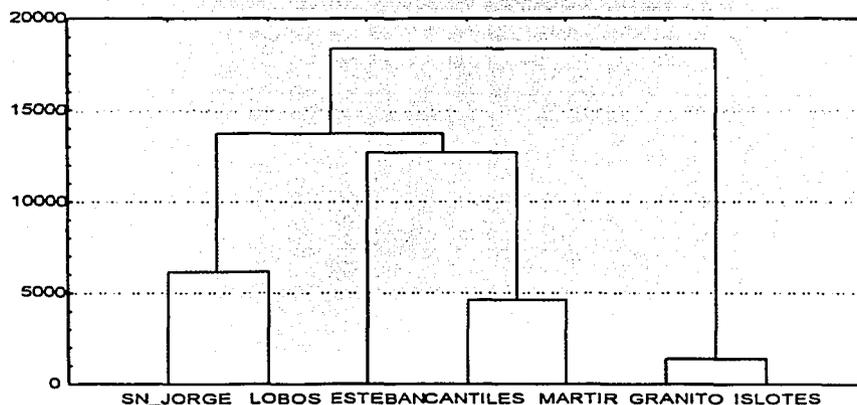


FIGURA 13. Patrón de similitud entre colonias basado en los valores de metales, no incluyendo a la colonia Consag.

En la figura 14 se analiza el patrón de similitud entre las colonias de lobo marino, como en el caso de la anterior figura, solo que en este caso no se hizo uso del elemento sodio, debido a su ausencia en la colonia Consag.

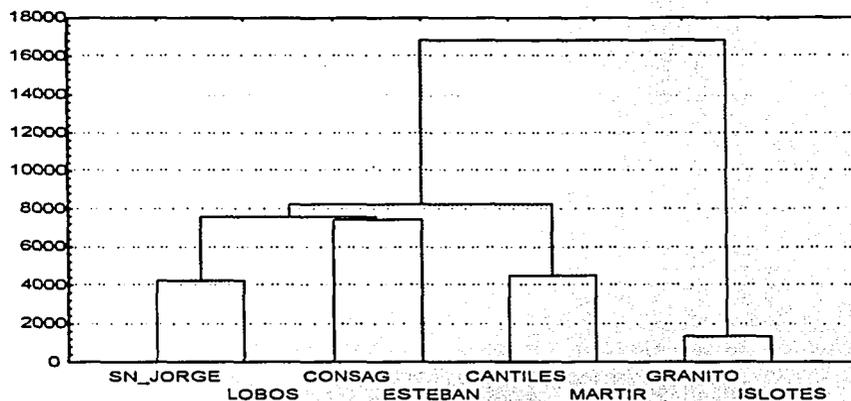


FIGURA 14. Patrón de similitud entre todas las colonias (incluyendo Consag).

En la figura 15 se analizó el patrón de similitud entre colonias de lobo marino, pero sólo haciendo uso de los metales de alto riesgo para los sistemas biológicos. Una vez mas, a excepción de San Jorge e Isla Lobos no se observa una mayor relación entre colonias por cercanía geográfica.

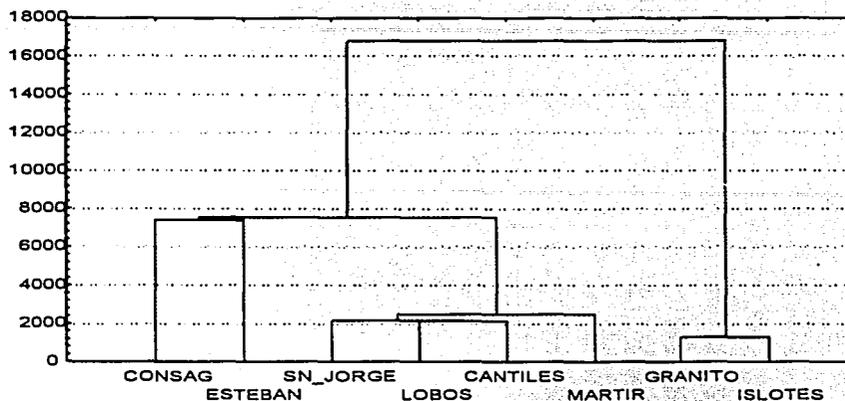


FIGURA 15. Patrón de similitud entre colonias, incluyendo a los metales mercurio, plomo, selenio, hierro, zinc y cobre.

En la siguiente figura puede observarse la ya mencionada relación lineal existente en la naturaleza entre dos elementos de suma importancia, el mercurio y el selenio. Esta conocida relación Hg-Se se vio presente una vez mas a lo largo de las colonias de lobo marino estudiadas.

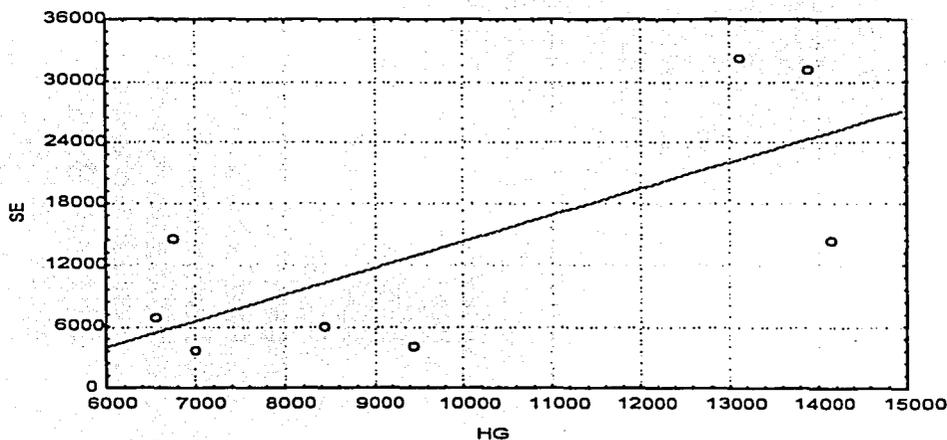


FIGURA 16. Relación entre el mercurio y selenio a lo largo de las colonias estudiadas (tomando en cuenta la media). ($y = 6996.2 + 0.2076x$; $r = 0.73$).

En la siguiente figura no pudo apreciarse la relación positiva que ha llegado a reportarse en la naturaleza entre los metales cobre y hierro. Como puede observarse la pendiente incluso presentó una pendiente negativa.

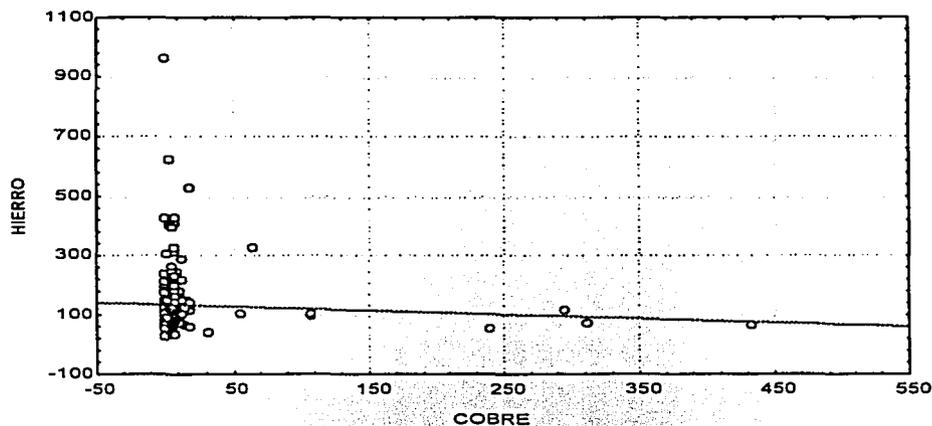


FIGURA 17. Relación entre el hierro y el cobre a lo largo de las colonias estudiadas.

En la siguiente figura puede observarse la relación hierro-zinc, que se ha reportado como una correlación positiva en la naturaleza (*Glasby, 2000; Haese, 2000*). Sin embargo el nivel de correlación encontrado en el presente estudio fue muy bajo.

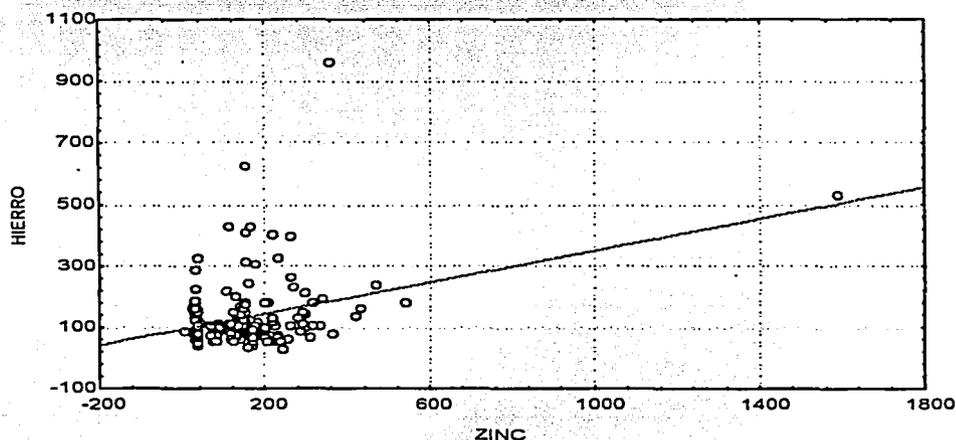


FIGURA 18. Relación entre el hierro y el zinc a lo largo de las colonias estudiadas. ($y = 92.6 + 0.257x$; $r = 0.34$).

Algo que sin duda fue necesario realizar fue un estudio en cuanto a niveles tróficos de algunas de las colonias pertenecientes al estudio. Un nivel trófico alto en una colonia de lobos marinos está dado en función de la presencia de presas que son, a su vez, relativamente importantes depredadores en la cadena trófica.

Lo anterior nos va a dar un reflejo de la relación entre estos niveles y los de los metales que son bioacumulados a través de la cadena trófica. El cálculo de los mencionados niveles tróficos se obtuvieron por medio de la técnica llevada a cabo por Christensen y Pauly (1991). Los resultados pueden observarse en la tabla 6, apreciándose los niveles tróficos obtenidos en base a la fórmula de Christensen y Pauly (1991). Cabe señalar que en la mayoría de los casos, los niveles tróficos calculados coincidieron de modo aceptable con las calificaciones estimadas para cada una de las colonias de lobo marino en base a la concentración de metales pesados.

Tabla 6. Niveles tróficos encontrados para algunas de las colonias pertenecientes a nuestro estudio, colocando a la derecha la calificación correspondiente de acuerdo a la tabla 5.

COLONIA	N.T.	Calif.
<i>Isla Granito</i>	4.93	9.2
<i>Los Islotes</i>	4.69	10
<i>Isla Lobos</i>	4.66	5.7
<i>San Jorge</i>	4.70	4.2
<i>Los Cantiles</i>	4.59	5.0
<i>San Pedro Mártir</i>	4.47	5.7
<i>San Esteban</i>	4.29	5.0

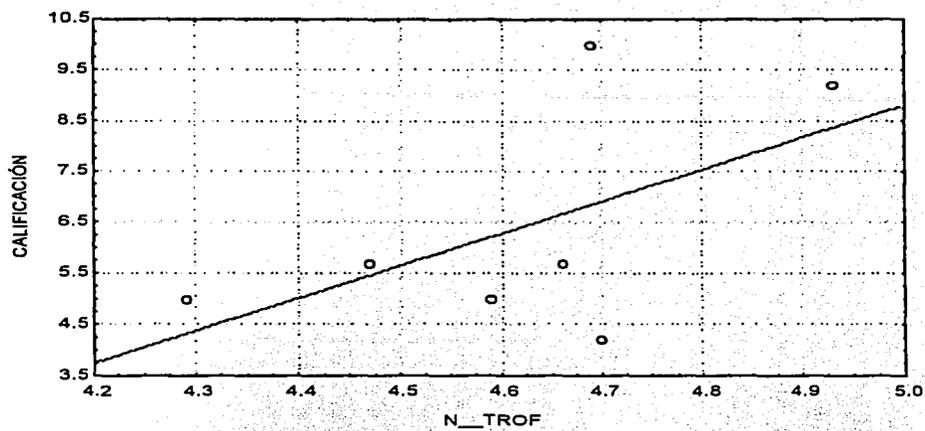


FIGURA 19. Relación entre los niveles tróficos y las calificaciones correspondientes a cada una de las colonias de lobo marino estudiadas ($y = -22.79 + 6.32x$; $r = 0.56$).

DISCUSIÓN

En este estudio se contempló evaluar el impacto ejercido por parte de ciertos metales que pueden ser considerados tóxicos ó potencialmente tóxicos. Dentro de los primeros podemos destacar más que nada al mercurio y al plomo, mientras que en el segundo caso puede resaltar el efecto de metales que son esenciales (en concentraciones traza) como el selenio, cobre, zinc y hierro.

Es importante hablar acerca de un patrón evidente que se viene dando en todas las gráficas obtenidas, lo que también nos indica un patrón en cuanto al impacto ecológico ejercido por metales pesados dentro del Golfo de California. En pocas palabras puede observarse, en general, un patrón semejante a una "W" a lo largo del Mar de Cortés en relación con los niveles de metales pesados; se observan elevados niveles en el norte del Golfo, especialmente por colonias como Consag, después viene un corto decremento, enseguida se vuelve a dar un incremento por Granito, colonia que se caracterizó por poseer elevados niveles de este tipo de metales, después pudo observarse una baja considerable, dada por colonias como Los Cantiles, San Esteban y San Pedro Mártir, que fueron colonias con bajos niveles por lo general; la última colonia en el sur, Los Islotes, fue determinante para cerrar esta forma de "W", la cual contó con muy elevados niveles para la mayoría de los metales pesados analizados.

MERCURIO.

Hasta cierto punto es lógico no haber encontrado grandes cantidades de mercurio en las muestras de pelo pertenecientes a este estudio, ya que los niveles de este metal en este tipo de tejido, así como piel ó incluso riñón, son bajos si son comparados con los hallados en órganos como el hígado (hasta cinco veces menor) (*Paludan-Muller et al, 1993*), que realiza importantes funciones relacionadas con la filtración, por lo que los metales pesados llegan a acumularse en ese órgano fácilmente.

Por otro lado, de acuerdo a Ruelas *et al. (2000)*, que llevaron a cabo un análisis en diversos órganos de delfín tornillo (*Stenella longirostris*), los niveles de mercurio, por lo

menos en la zona sur del Golfo de California (zona en la que se encuentran Los Islotes, lobera que tuvo calificación 3 en cuanto a niveles de mercurio) no exceden a los de otras zonas del mundo, por ejemplo Las Antillas. De hecho en donde se han encontrado, según estos autores, muy elevados niveles de Hg, más que en los lugares anteriormente señalados, es en sitios como en las costas de Japón.

PLOMO.

La ecología trófica es un importante elemento para poder explicar fenómenos como el de una alta concentración para este u otros metales pesados. En Isla Lobos y sus alrededores se puede hallar una mayor concentración de isótopos de N , debido quizás al ya mencionado acarreo por parte del Río Colorado (*Aurioles, 2001*), esto con respecto a por ejemplo San Nicolás, California (21.9 ± 0.97 vs. 18.7 ± 1.0). De hecho esta mayor concentración isotópica se va observando desde la base de la cadena trófica (fitoplancton). Por otro lado, la amplitud en la distribución de isótopos de N refleja una mayor diversidad de presas de *Zalophus californianus* en Isla Lobos (*González, 2002*). Lo anterior favorece a una mayor bioacumulación de metales como el plomo, tróficamente hablando, por parte de los lobos marinos de Isla Lobos y en general a lo largo de toda la cadena trófica.

Como se mencionó en los antecedentes el plomo tiende a sustituir al calcio en sistemas dependientes de este último. En este sentido cabe mencionar que en diversos cráneos de lobo marino de California de la lobera de Isla Lobos se han encontrado casos de osteoartritis (*Aurioles, comunicación personal*), lo que pudiera ser atribuido al plomo.

SELENIO.

Este es un elemento que muy por lo general se encuentra ligado o relacionado con el mercurio (*Pelletier, 1985*). Así fue reflejado en la mayoría de los casos, encontrándose en elevadas concentraciones en las loberas de Los Islotes, Isla Granito y Rocas Consag. En la figura 16 puede observarse ligeramente esta relación entre mercurio y selenio.

Cabe señalar que también se encontraron elevadas concentraciones de este elemento en la colonia de San Esteban. Es muy importante señalar a este respecto que, en la gráfica 3 se observa un nivel de selenio ligeramente más alto para la colonia de San Esteban con respecto a Consag, sin embargo esto no se refleja del mismo modo en el cuadro de calificaciones (Tabla 4), ya que Consag tiene calificación 3 y San Esteban tiene calificación 1. Lo anterior tiene una clara explicación, el tratamiento estadístico al que fueron sometidos los datos y que fue el más apropiado para este caso, basándose en los intervalos de confianza, utilizó como base las modas para cada grupo de datos. Por un lado San Esteban presentó la mayoría de sus datos por debajo del intervalo de confianza inferior, lo que dio calificación 1, pero algunos de los pocos datos por arriba del nivel de confianza superior fueron considerablemente altos, lo que provocó una media un poco más elevada que en Consag (medias reflejadas en las primeras gráficas de los resultados), colonia en donde la mayoría de los datos presentados si estuvieron por arriba del intervalo de confianza superior, provocando una calificación general de 3.

Es necesario resaltar nuevamente que este tratamiento estadístico fue el más apropiado. Por otro lado esta situación solo vuelve a darse una vez mas a largo de este estudio.

Esta relación de la que ya se ha hablado entre el mercurio y el selenio se observa en la gráfica 16.

HIERRO.

Una elevada varianza en la concentración de este metal como la hallada en este estudio también fue observada en la ballena de Minke del Antártico (*Honda et al. 1987*) en lo que se refiere hierro, en comparación con otros metales como manganeso, zinc, cobre, plomo, níquel, cobalto, cadmio y mercurio. En este estudio también la varianza del Hierro es, en la mayoría de los casos, considerablemente mayor respecto al zinc, cobre y plomo.

Es importante señalar el hecho de que este metal tiene una importante capacidad para la absorción de otros elementos químicos (así como también el manganeso), tales como el cobre, zinc, fósforo, níquel, arsénico, cromo y cobalto, entre otros (*Glasby, 2000; Haese,*

2000). Lo anteriormente señalado es débilmente observable en la Gráfica 18, más no en la Gráfica 17. Por otro lado, cuando se observa la gráfica 7 (hierro) y se compara con la 8 y 9 (Zinc y cobre), pueden apreciarse ligeros patrones en cuando a altas medias, por parte de estos tres metales, en las colonias Granito y San Esteban.

ZINC.

Es interesante resaltar que hay información que señala a consumidores de calamares como organismos con altos niveles de cobre y zinc (*Reijnders, 1995*). Los lobos presentes en San Esteban, Isla Granito, San Pedro Mártir y Los Cantiles tienen una importante dieta de calamares, por lo menos en alguna parte del año (*García, 1999*) (aunque inferior respecto a la de peces) y coincide con que las dos primeras loberas señaladas tuvieron elevadas medias en lo que se refiere a niveles de zinc y todas (excepto Granito) de cobre. En la tabla 4 puede observarse en Los Islotes la mayor calificación para este metal, sin embargo en esta zona el calamar (*Dosidicus gigas*) no es una presa importante para el lobo marino de California (*Auriolos, 1984*), ya que en esta zona su densidad es baja (*Nelson, 1976*).

En la literatura se han reportado casos de un favorecimiento en la presencia de zinc, debido a la presencia de hierro (*Glasby, 2000; Haese, 2000*). La gráfica 18 refleja esta relación, aunque con un nivel de correlación muy bajo. Aunque cabe señalar que en Los Islotes, donde se da la mayor calificación para hierro (3), se da también la mayor calificación para zinc. Por otro lado este fenómeno también se da en Isla Granito, aunque en menor grado, donde la mayor calificación (3) para hierro coincide con una calificación de 2 en zinc para esta colonia. Observando las gráficas 7 (hierro) y 9 (zinc) también se observa cierta relación en cuanto a los niveles de estos metales en Los Islotes, San Esteban e Isla Granito.

COBRE.

Es interesante resaltar que hay información que señala a consumidores de calamares como organismos con altos niveles de cobre y zinc (*Reijnders, 1995*). Los lobos presentes

en San Esteban, San Pedro Mártir y Los Cantiles tienen una importante dieta de calamares, por lo menos en alguna parte del año (*García, 1999*) (aunque inferior respecto a la de peces) y coincide con que estas loberas, especialmente las dos primeras, tuvieron elevadas medias en lo que se refiere a niveles de cobre.

En la literatura se han reportado algunos casos en donde se da un favorecimiento en la presencia de cobre, debido a la presencia de hierro (*Glasby, 2000; Haese, 2000*). Esta relación fue observada especialmente en San Esteban donde las concentraciones de hierro coincidieron en cierta manera con una considerablemente alta concentración de cobre. Desafortunadamente en la gráfica 18 esta relación no es apreciable, así como tampoco en la tabla 4 de calificaciones.

Como ya se mencionó, en la gráfica 8 se observan muy elevados niveles de cobre en San Pedro Mártir y San Esteban. A este respecto debe ser resaltado que hay un estudio de Shumilin *et al* (2000) que señala un relativo impacto en cuanto a niveles de cobre en las costas cercanas a lo que fueron antiguas minas de cobre en la zona de Santa Rosalía, Baja California. Las dos loberas más cercanas a esta antigua área minera son San Pedro Mártir y San Esteban.

SODIO, POTASIO Y MAGNESIO.

A pesar de lo anteriormente señalado se decidió colocar en el trabajo las tablas de las concentraciones encontradas en laboratorio, para dar un bosquejo de las concentraciones en microgramos halladas en estas loberas en relación con estos metales, ya que es algo importante de considerarse en este tema del cual no se cuenta con mucha información en la literatura, especialmente en muestras de pelo de pinnípedos.

Puede resaltarse que el sodio y potasio tuvieron un comportamiento semejante (de "W") al de los metales pesados. La anterior información podría ser más sólida, pero no se cuenta con información sobre sodio en Consag. El magnesio, por otro lado, conservó un nivel bastante homogéneo a lo largo de las colonias del norte del golfo de California, no tanto en el sur.

Patrones de similitud.

Se llevaron a cabo clusters correspondientes a todos los metales, ya tomando en cuenta los valores de todas las colonias. No se obtuvo ninguna concordancia en cuanto a cercanía geográfica, lo cual pudiera venir estando dado por los hábitos alimenticios entre las diferentes colonias o bien por otra clase de aspectos. Una explicación de lo anterior pudiera estar dada por la presencia de equivalentes ecológicos, esto se refiere a presas diferentes que son "equivalentes" en cuanto a lo que le están aportando al lobo marino a través de la alimentación, no solo en lo que se refiere a nutrientes, sino también a contaminantes.

Como ya se ha dicho, que el alimento **no** es el único factor que puede afectar a la acumulación de metales por parte de los sistemas biológicos, especialmente en casos de metales como el mercurio que no solo puede ser ingerido a partir del alimento sino también por absorción a través de la epidermis y/o de lesiones. Cabe señalar que en varias islas, tales como Granito e Islotes (entre las que se dieron importantes similitudes en cuanto a altos niveles de mercurio) se utilizan grandes faros en donde parte de su funcionamiento está relacionado con el uso de mercurio.

Las fuentes de contaminación relacionadas con Los Islotes pudieran derivarse de la presencia de industrias tales como la de la roca fosfórica en San Juan de la Costa (ROFOMEX) ó bien por la presencia de industrias como PEMEX. Estas son importantes factores de contaminación, debido a la liberación de importantes contaminantes en el ambiente marino.

En relación con colonias Granito, Consag, Lobos y San Pedro Mártir, puede ponerse de manifiesto la existencia de importantes industrias en esta zona del norte del Golfo de California (*PROFEPA, 1995*), que son importantes liberadoras de todos estos tipos de contaminantes, los cuales pueden dar lugar a carcinomas, como el encontrado en Isla Granito por Acebedo *et al.* (1999), en una hembra de lobo marino de California.

En relación con estas colonias no sólo se pueden mencionar a las industrias, la desembocadura del Río Colorado es un importante transportador de una gran cantidad de

sedimentos y elementos que vienen desde Estados Unidos. Por medio de imágenes satelitales puede observarse la turbidez generada por esta desembocadura en el Golfo de California, turbidez que llega de lleno a las colonias de Consag e Isla Lobos y por medio de giros oceánicos hace contacto con Isla Granito.

En cuanto a la baja presencia de metales pesados en las colonias San Jorge (alto golfo), Cantiles y San Esteban (en el golfo central), esta quizás sea por la prácticamente nula presencia de industrias en esa zona, así como el ya extinguido efecto por parte del desemboque del río Colorado en estos lugares. Realmente el punto alto medio de la "W" está dado por Isla Granito, en el norte, más que por alguna colonia del centro del Golfo de California, en la mayoría de los casos.

Otra fuente de metales que bien podría explicar la presencia de metales en cualquiera de las colonias son las dadas por procesos geológicos naturales, tales como vulcanismo submarino e intemperismo rocoso y erosión por corrientes marinas.

ASPECTOS RELACIONADOS CON LA ALIMENTACIÓN.

Como ya se ha mencionado, se asume que la presencia de metales pesados en un organismo que es un importante depredador tope está más que nada relacionado con la alimentación y en menor grado por la absorción a través de epidermis o bien de heridas.

Se llevó a cabo un análisis en relación con la obtención de los diferentes niveles tróficos pertenecientes a las diferentes colonias estudiadas, mediante la técnica de Christensen y Pauly (1991). Esto se llevó a cabo para observar alguna relación o patrón entre estos niveles y otro aspecto de suma importancia que es el de la presencia de isótopos de nitrógeno, los cuales nos dan un reflejo que va ligado con la alimentación, especialmente de un depredador, ya que mientras un organismo se encuentre más arriba en la cadena trófica, éste poseerá una mayor concentración de isótopos de nitrógeno, ya que estos se van acumulando progresivamente desde los primeros eslabones de la trama trófica hasta los últimos (Rau, 1981). La relación entre estos dos aspectos efectivamente se vió manifiesta, mientras mayor fue el nivel trófico, la concentración de isótopos de nitrógeno también lo fue. Esto puede apreciarse en la figura 16, en donde la correlación

obtenida dio como resultado una $r=0.70$, apoyando la existencia de este fenómeno natural.

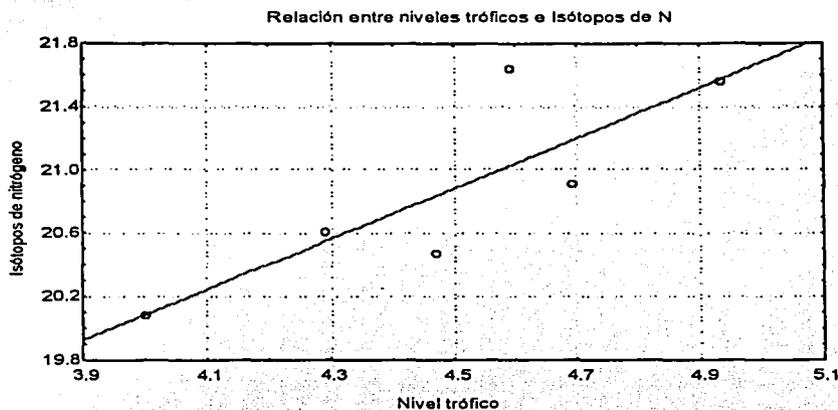


FIGURA 20. Relación entre los niveles tróficos y la concentración de isótopos de nitrógeno correspondientes a cada una de las colonias de lobo marino estudiadas ($y = 13.82 + 1.57x$; $r = 0.70$).

De hecho también pudo verse de modo muy claro la relación entre los niveles tróficos y mercurio, así como también entre los isótopos de nitrógeno y mercurio. Este metal siendo uno de los ejemplos más contundentes y estudiados en cuanto a una bioacumulación a lo largo de las cadenas tróficas.

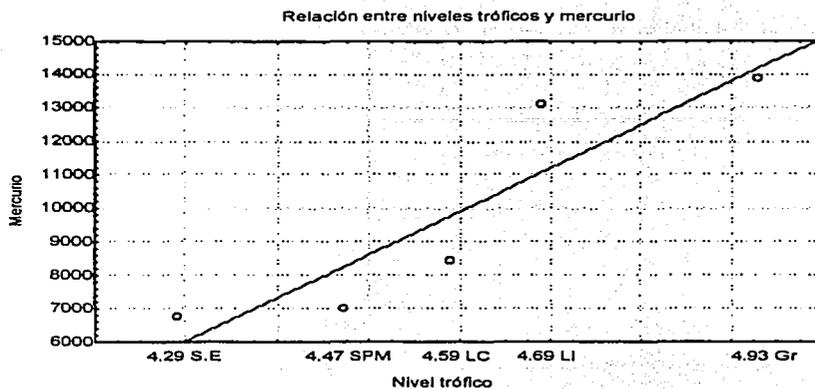


FIGURA 21. En esta gráfica puede apreciarse la relación tan estrecha que debe darse de modo lógico en los sistemas biológicos, mientras más elevada sea la posición de un depredador en la cadena trófica, este irá presentando mayores concentraciones de elementos bioacumulables, como es el caso del mercurio ($y = -494 + 1291x$; $r = 0.90$).

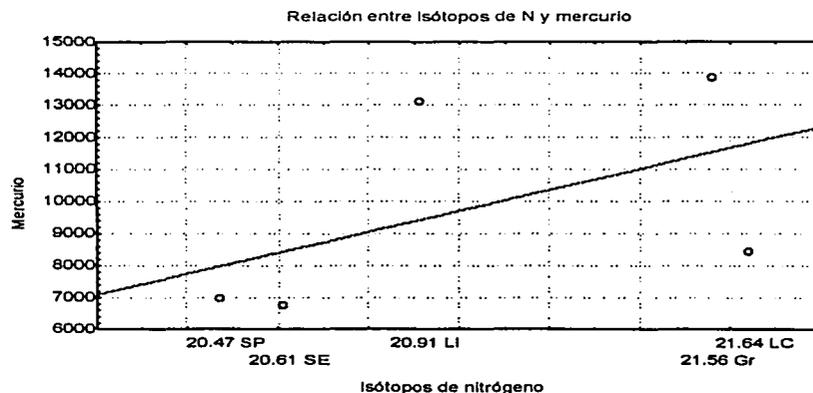


FIGURA 22. Estos son dos aspectos a considerarse cuando se habla de elementos que se van acumulando en el organismo, fenómeno que aumenta conforme la posición trófica del animal también lo va haciendo ($y = -589 + 3270.16x$; $r = 0.51$).

Se recurrió a datos en literatura acerca de las diferentes presas de *Zalophus californianus* a lo largo de las diferentes loberas, para encontrar un patrón relacionado

con los diferentes niveles de metales. Un dato muy sobresaliente es el encontrado en las colonias de San Pedro Mártir y San Esteban, las cuales presentaron, por mucho, los mayores niveles de cobre, y coincide con que una de las presas más importantes para solo éstas dos colonias es un calamar de la familia Enoploteuthidae y hay que recordar de acuerdo a lo encontrado en la literatura que organismos altamente consumidores de calamar poseen elevados niveles de cobre (Reijnders, 1995). Cabe señalar que otra presa que resultó ser única para estas dos colonias fue el pez *Sabastes macdonaldi*, por lo que pudiera asumirse que esta especie también estar relacionada con elevados niveles de cobre, ya que como presa, no se cuenta con su presencia en ninguna otra lobera.

Otra presa exclusiva fue la hallada en San Esteban, San Pedro Mártir y Los Cantiles (Un miembro de la familia Mictophidae). Éstas tres colonias presentaron altos niveles de cobre. Por lo anterior pudiera asumirse que, tanto el calamar de la familia Enoploteuthidae, la especie *Sebastes macdonaldi* y el pez de la familia Mictophidae, pudieran estar relacionados, tróficamente hablando, con altos niveles de cobre en depredadores como el lobo marino de California.

Otra relación fue la hallada en Isla Granito y San Esteban, colonias con altos niveles de hierro y zinc. Estas dos loberas comparten una importante presa entre si (que llega a darse en otras colonias pero no de manera significativa), un pez no identificado de la familia Mictophidae, por lo cual pudiera especularse una relación entre la presencia de esta presa y los altos niveles de estos metales en el lobo marino de estas colonias. Lo anterior es solo especulación, pero justificada, ya que tienen que tomarse en cuenta dos cosas, por un lado que la presencia de metales pesados en el sistema de un depredador tope tiene que ver, casi en su totalidad, con la alimentación; por otro lado, si quiere rastrearse la fuente de algún metal, que de manera elevada, solo se manifiesta en una colonia, se tiene que investigar si esta cuenta con alguna presa que sea exclusiva de esa zona.

CONCLUSIONES.

1. Contrario a lo que se esperaba, no se dio una tendencia clara y directa de concentración de metales tóxicos de norte a sur debido a la influencia del Río Colorado. La colonia con mayor nivel de algunos metales tóxicos (mercurio, selenio, hierro) fue Los Islotes.

2. Dentro del Golfo de California se observaron varios patrones espaciales en el contenido de metales pesados. Uno de ellos se repitió en varias ocasiones, en donde Los Islotes, Granito y Consag fueron las colonias con niveles de metales más altos. Este fenómeno pudiera estar ligado a factores como actividades antropogénicas (industrias, Río Colorado, actividad pesquera) y a procesos geológicos (erosión, vulcanismo submarino e intemperismo) que tienen influencia en los niveles de metales en una región dada y luego, debido al transporte por corrientes, afectar a otra zona más alejada.

3. En las colonias de San Pedro Mártir y San Esteban, las cuales presentaron por mucho, los mayores niveles de cobre, se da de manera significativa la presencia de un calamar de la familia *Enoploteuthidae* como presa importante del lobo marino que habita esta zona. Esto corrobora que los factores alimentarios son muy importantes como determinantes de la bio-acumulación de metales a través de las presas. Una manera de encontrar estos patrones es verificar la presencia de presas similares o sus equivalentes ecológicos, que determinen el nivel trófico de una colonia, asociado a una mayor acumulación de metales pesados. En este trabajo se observó tal fenómeno, observándose una importante correlación entre las calificaciones del contenido de metales pesados y los niveles tróficos propios de cada colonia.

4. En el presente estudio se observó una relación positiva entre el mercurio y el selenio, similar a la reportada en otros trabajos. Se sospecha que el incremento de selenio es un mecanismo de protección para desmetilar el mercurio y reducir su toxicidad.

LITERATURA CITADA.

Acebedo, K.W., F.C. Constantino, D. Aurioles, H. A. Rodríguez, C. R. Godínez. 1999. Hepatic carcinoma with spleen metastasis in a California sea lion, *Zalophus californianus*, from the Gulf of California. Journal of wildlife diseases 35(3): 565-568.

Álvarez, B. S. 1983. Gulf of California. En: B.H. Ketchum (Ed.). Estuaries and Enclosed seas. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. P. 427-449.

Allen, S.G., M. Stephenson; R.W. Risebrough; L. Fancher; A. Shiller; D. Smith. 1993. Red- Pelaged harbour seals of the San Francisco Bay area. Journal of mammalogy. 74(3): 588-593.

Antonelis, G.A., B.S. Stewart y W.L. Perryman. 1990. Foraging characteristics of female northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and California sea lions (*Zalophus californianus*). Can. J. Zool. 68:150-158.

Aurioles, D. G., C. Fox, F. Sinsel, G. Tanos. 1984. Prey of the California sea lion (*Zalophus californianus*) in the bay of La Paz, Baja California Sur, México. Journal of Mammalogy. 65 (3): 519-521.

Aurioles, D. G. 1993. Biodiversidad y estado actual de los mamíferos marinos en México. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. No. especial (XLVI). 397-412

Aurioles, G. D., I. Castro G., F. García R., S. Luque F., C. Godínez R., D. Brousset, J. Montaña H., A. Parás, Sara Montaña y F. Pérez-Gil R. 2000. Estado de salud de las poblaciones de lobo marino (*Zalophus californianus*) en el Golfo de California. Memorias del Primer Congreso de Responsables de Proyecto de Investigación en Ciencias Naturales, CONACYT. Veracruz Ver. Oct. 8-11 2000, 11 p.

Aurioles, D. G. González, M., Aguiñiga, S. Carriquiry, J. D. XXVI Reunión Internacional para el estudio de los mamíferos marinos. Ensenada, Baja California. 6 – 10 Mayo de 2001.

Baker, E.L., R. A. Goyer, B. A. Fowler, U. Khettry, D. B. Bernard, S. Adler, R. D. White, R. Babayan y R. G. Feldman. 1980. Am. J. Ind. Med: 1:39-148.

Bespalov, V.G., D. N. Troian, A. S. Petrov. y V. A. Aleksandrov. 1990. Vopr. Onkol. 36: 559-563.

Bonner, W.N. 1972. The grey seal and the common seal in european waters. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10: 461-507.

- Britt, J.O. Jr. y E.B. Howard. 1983. Tissue residues of selected environmental contaminants in marine mammals. En: Pathology of marine mammals diseases. Vol.I. E.B. Howard (Ed.). CRC press, Inc. Boca Raton, Florida. Pp. 79-94.
- Brownell, R. L., R. L. DeLong, y R. W. Schreiber. 1974. Pinniped populations at Islas de Guadalupe, San Benito, Cedros and Natividad, Baja California in 1968. 1974. *J. Mamm.* 55(2): 469-472.
- Byrne, C. R. Balasubramanian, E.B. Overton y T.F. Albert. 1985. Concentration of trace metals in the bowhead whale. *Marine Pollution Bulletin.* 16: 497-498.
- Cantor, K.P., J. M. Santag, y M. F. Held. 1986. *M. J. Ind. Med.* 10: 73-89.
- Castro-Castro, P.G. 1999. Flujos de metales en suspensión en el delta del Río Colorado. Tesis de maestría sin publicar. Universidad Autónoma de Baja California, México. 90 pp.
- Caurant, F., M. Navarro, J. C. Amiard. 1996. Mercury in pilot whales: Possible limits to the detoxification process. *The Science of the Total Environment.* 186: 95-104.
- Chahovitch, X. 1955. *Glas. Srp. Akad. Nauka Umet. Od. Med. Nauka.* 215: 143-146.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1991. ECOPATH II, a software for balancing steady-state ecosystem models: calculating network characteristics. *Ecological modeling.* 61: 169-185.
- Church, D.C. y W. G. Pond. 1990. Fundamentos de nutrición y alimentación de animales. 2ª edición. Ed. Limusa. México, D.F. 438 pp.
- Cohen, M.D., D. Latta, D. Coogan y M. Costa. 1990. En: *Biological Effects of Heavy Metals.* Vol. II. Foulkes, E.C. (Ed.). CRC Press. Boca Ratón, FL. P.19.
- Cooper, W.C. 1976. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 271: 250-259.
- Costa, M., y L. A. Poirier. 1996. Carcinogenesis and Genotoxicity of metals. En: *Toxicology of Metals.* Chang, L.W. (Ed.). CRC Press. USA. 203-321.
- Curvin-Aralar, L.A. y R.W. Furness. 1991. Mercury and selenium interaction: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 21:348-364.
- Daesslé, L.W., S.E. Ramos, J.D. Carriquiry y V.F. Camacho-Ibar. 2001. The eroding Colorado river delta: A metal source to the central Gulf of California. En revisión. 23 pp.
- Deknudt, G. 1978. *G. Mutat. Res.* 53: 176.
- Deknudt, G. y M. Derminatt. 1978. *Toxicology.* 10: 67-75.

Denton, G.R.W. y W.H. Breck. 1981. Mercury in tropical marine organisms from North Queensland. *Marine Pollution Bulletin*. 12: 116-121.

Daesleé, L.W., S.E. Ramos, J.D. Carriquiry y V.F. Camacho Ibar. En prensa. The eroding Colorado river delta: A metal source to the central Gulf of California.

Dietz, R., C.O. Nielsen, M.M., Hansen y C.T., Hansen. 1990. Organic mercury in Greenland birds and mammals. *The Science of Total Environment*. 95: 41-51.

Drescher, H.E., U. Harms y E. Huschenbeth. 1977. Organochlorines and heavy metals in the Harbour seal *Phoca vitulina* from the German North Sea Coast. *Marine Biology*. 41: 99-106.

Fariás, V. 1996. Estudio de la concentración de metales en hueso temporal y diente, por categorías de edad en el lobo marino *Zalophus californianus* (Lesson, 1828) del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F. 95 pp.

Fielding, J. 1962. *Br. Med. J.* 1, 1800-1804.

Fishbein, L. 1990. Trace and ultratrace elements in nutrition: an overview. I. Zinc, Cooper, Chromium, Vanadium and Nickel. En: *Environmental Topics*. Vol. 1. Environmental Health. Rose, J. Ed. Gordon and Breach Science Pub., New York. pp. 391-397.

Francis, J.M. y C.B. Heath. 1991. The effects of El Niño on the frequency and ratio of suckling yearlings in the California sea lion. En: *Pinnipeds and El Niño Responses to environmental stress*. Trillmich, F. y K.A. Ono (eds.). Springer-Verlag, Berlin. 193-201.

Freeman, H. C. y D. A. Horne. 1973. Mercury in canadian seals. *Bull. Environm. Contam. And Toxicol.* 10 (3): 172-180.

Gallo, M.A. 1996. history and scope of toxicology. Pages 3-12 en: C.D. Klaassen (Ed.). Casarett and Doull's *Toxicology, the basic science of poisons*, 5th edition. Mc Graw-Hill, Health Professions Division. New York, New York.

García, R. F. J. 1999. cambios espaciales y estacionales en la estructura trófica y consumo del lobo marino de California, *Zalophus californianus*, en la región de las grandes islas, Golfo de California. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, Baja California Sur. 73 p.p.

Glasby, P.G. 2000. Manganese: Predominant role of nodules and crusts. In: Schulz, H.D., Zabel, M. (Eds.), *Marine Geochemistry*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg. Pp. 335-372}.

Griffin, A.C. 1979. *Adv. Cancer Res.* 29: 419-442.

González, M. R. 2002. Historia trófica por edad y sexo del lobo marino de California (Zalophus californianus) utilizando las razones isotópicas 13C/13C y 15N/14N en colágeno de dientes. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 47 p.p.

Goldblatt, C.J. y R.G. Anthony. 1983. Heavy metals in northern fur seals (Callorhinus ursinus) from the Pribilof Islands, Alaska. Journal of Environmental Quality 12: 478-482.

Gordon, G. S. 1982. Animal Physiology, Principles and adaptations. Macmillan publishing Co; Inc. USA. 635 p.p.

Haddow, A., F.J.C. Roe y B.C.V. Mitchley. 1964. Br. Med. J. 1, 1593-1594.

Haese, R.R. 2000. The reactivity of iron. 2000. In: Schulz, H.D., Zabel, M. (Eds.), Marine Geochemistry. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg. Pp. 233-261.

Hamilton-Koch, W., R. D. Snyder y J. M. Lavelle. 1986. Chem.-Biol. Interact. 59: 17-28.

Heath, C.B. 1989. The behavioral ecology of the California sea lion, Zalophus californianus. Ph. D. Thesis, University of California, Santa Cruz. 255 p.p.

Heath, C.B., K.A. Ono, J. Boness y J.M. Francis. 1991. The influence of El Niño on female attendance patterns in the California sea lion. En: Pinnipeds and El Niño Responses to environmental stress. Trillmich, F. y K.A. Ono (eds.). Springer-Verlag, Berlin. 138-145.

Hernández, C. 2001. Tabla de vida del lobo marino de California, Zalophus californianus, en la lobera Los Islotes, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, Baja California Sur. 63 p.p.

Heppleston, P.B. y M.C. French. 1973. Mercury and other metal in british seals. Nature. 243: 302-304.

Honda, K; R. Tatzukawa; T. Fujiyama. 1982. Distribution characteristics of Heavy metals in the organs and tissues of stripped dolphins, Stenella coeruleoalba. Agric Biol Chem. 46: 3011-3021.

Honda, K; R. Tatzukawa; K. Itano, N. Miyazaki, T. Fujiyama. 1983b. Heavy metal concentrations in muscle, liver and kidney tissues of stripped dolphins, Stenella coeruleoalba, and their variations with body length, weight, age and sex. Agric Biol Chem. 47: 1219-1228.

Honda, K; Y. Yamamoto y R. Tatzukawa. 1986b. Heavy metals accumulation in the liver of antarctic minke whale (Balaenoptera acutorostrata). Memoirs of the National Institute for Polar research (Special Issue) 44: 182-184.

Honda, K; Y. Yamamoto, H. Kato y R. Tatzukawa. 1987. Heavy metal accumulation and their recent changes in southern minke whales *Balaenoptera acutorostrata*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 16: 209-216.

Humphreys, D. J. 1990. Toxicología veterinaria. Substancias minerales e inorgánicas. 3ª edición. Mc Graw Hill, México, D.F. pp. 17-85.

Hyvarinen, H. y T. Sipila. 1984. Heavy metal and high pup mortality in the saimaa ringed seal population in eastern Finland. Marine pollution bulletin. 15: 335-337.

IARC. 1980b. Monographs on the evaluation of carcinogenetic risk of chemicals to humans. Vol. 23, some metals and metallic compounds. International Agency for Research on Cancer. IARC Sci. Pub. Lyon, Francia. P.143.

Kang, H.K., P. F. Infante y J. S. Carra. 1980. Science. 207: 935-936.

Kari, T. y P. Kauranen. 1978. Mercury and selenium contents of seals from fresh and brackish waters in Finland. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 19: 273-280.

Kazantzis, G. 1981. Environ. Health Perspect. 40: 143-161.

King, J. E. 1983. Seals of the World. Cornell University Press. New York. 240 pp.

Kemper, C., P. Gibbs, D. Obendorf, S. Marvanek y C. Lenghaus. 1994. A review of heavy metals and organochlorine levels in marine mammals in Australia. The Science of the Total Environment. 154: 124-139.

Koeman, J.H., W.H.M. Peeters y C.H.M. Koudstaal-Hol. 1973. Mercury-Selenium correlations in marine mammals. Nature 245: 385-386.

Koeman, J.H., W.S.M. van de Ven, J.J.M. de Goeij, P.S. Tjioe y J.L. van Haaften. 1975. Mercury and selenium in marine mammals and birds. The Science of the Total Environment. 3:279-287.

Langvad, E. 1968. Int. J. Cancer. 3: 415-423.

Law, R.J., B. R. Jones, J. R. Baker, S. Kennedy, R. Milne y R. J. Morris. 1992. Trace metals in the livers of marine mammals from the Welsh Coast and the Irish Sea. Marine Pollution Bulletin 24 (6): 296-304.

Le Boeuf, B. J., D. Aurioles, R. Condit, C. Fox, R. Gisiner, R. Romero y F. Sinsel. 1983. Size and distribution of the California sea lion population in Mexico. Prece. Calif. Acad. Sci. 43 (7): 77-85.

Linder, M.C. 1991. Nutritional Biochemistry and Metabolism with clinical applications. 2nd Edition. Elsevier Science Publishing Co., New York. pp. 191-276.

Livingston, D.R. 1991. Organic xenobiotic metabolism in marine invertebrates. In: Advances in comparative and environmental physiology. Vol. 7, R. Gilles (Ed.). Springer Verlag, Berlin, Germany, pp. 45-185.

Mansfield, A.W. y B. Beck. 1977. The gray seal in eastern Canada. Tech. Rep. No. 704: 81 pp.

McGlashan, N.D. 1978. Lancet. 1: 578.

Miles, A.K., D.G. Calkins y N.C. Coon. 1992. Toxic elements and organochlorines in harbour seals (*Phoca vitulina richardsi*), Kodiak, Alaska, USA. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 48: 727-732.

Mulay, I.L., R. Roy, B. E. Knox, N. H. Suhr. y W. E. Delaney. 1971. J. Natl. Cancer Inst. 47: 1-13.

Muller, E. y W. Z. Erhardt. 1957. Krebsforsch. 6: 65-77.

Nakamuro, K., K. Yoshikawa, Y. Sayato, H. Kurata, M. Tonomura y A. Tonomura. 1976. Mutat. Res. 40: 177-184.

Nelson, J. S. 1976. Fishes of the world. John Wiley and sons. New York. 417 p.p.

Nielsen, F.H. 1984. Ann. Rev. Nutr. 4:21.

Nunn, J.W., D.R. Livingston y R.K. Chipman. 1996. Effect of genetic toxicants in aquatic organisms. In: Toxicology of aquatic pollution. Physiological, molecular and cellular approaches. E.W. Taylor (Ed.). Cambridge University Press. Cambridge, U.K. pp. 225-251.

O'Shea, T.J., F. Moore y H.I. Kochman. 1984. Contaminant concentrations in manatees in Florida. Journal of Wildlife Management. 48: 741-748.

O'Shea, T.J. 1999. Environmental contaminants and marine mammals. En: Biology of Marine Mammals. Reynolds, J.E. y Rommel, S.A. (Ed.). pp. 485-564. Smithsonian press. USA.

Osweiler, G.D., T. L. Carson, W. B. Buck y G. A. Gelder van. 1985. Clinical and Diagnostic Veterinary Toxicology. Metals and metalloids. 3rd ed. Kendal/Hunt Publish. Co., Iowa, USA. Pp. 67-142.

Paludan-Muller, P., C.A., Thyge, R. Dietz; C.K. Christian. 1993. Mercurio, cadmio, zinc, cobre y selenio en la marsopa de puerto (*Phocoena phocoena*) del oeste de Groenlandia. Polar Biology. 13: 311-320.

Pelletier, E. 1985. Interacciones mercurio-selenio en organismos acuáticos: Una revisión. Marine Environmental Research. 18: 111-132.

Peterson, R.S. y G.A. Bartholomew. 1967. The natural history and behavior of the California sea lion. Am. Soc. Mammal. Spec. Pub. 1:79 p.

PROFEPA (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente). 1995. Mortalidad de mamíferos y aves marinas en el Golfo de California. Reporte preliminar de la secretaría de medio ambiente. Recursos naturales y pesca. México, D.F. 48 p.p.

Rae, B.B. 1973. Further observations in the food of seals. J. Zool. , Lond. 169 (3): 287-297.

Rau, G. H. 1981. Low $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ of hydrothermal vent animals: Ecological implications. Nature. 289: 484-485.

Reijnders, P.J.H., M. Ruiter-Dijkman. 1995. Toxicological and epidemiological significance of pollutants in marine mammals. Whales, seals, fish and man. 575-587.

Richmond, H.G. 1959. Br. Med. J. 1: 947-949

Roden, G.I. 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. En Andel, Van, T.j. H. Y G.G. Shor (Eds), Marine Feology of the Gulf of California: A symposium Amer. Assoc. Petr. Geol. P. 30-58.

Ronald, K., F. Uthe, y H. Freeman. 1975. Effects of Methyl-mercury on the harp seal. International Council for the Exploration of the Sea. C.M. 1975. / N:9. Mimeo. 15 pp.

Ross, P. H. 2001. Pacific marine mammals as sentinels of local and trans-Pacific contamination by persistent organic pollutants (POPs). Institute of Ocean Sciences, USA. 2 p.p.

Ruedas, J.R., F. Paez-Osuna y H. Pérez-Cortés. 2000. Distribution of mercury in muscle, liver and kidney of the spinner dolphin (*Stenella longirostris*) stranded in the southern Gulf of California. Marine Pollution Bulletin. 11: 1063-1066.

Sanderman, F.W. 1971. Food Cosmet. Toxicol. 9, 105-120.

Sanpera, C., R. Capelli, V. Minganti y Y. L. Jover. 1993. Total and organic mercury in North Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*). Distribution pattern and biological related changes. Marine Pollution Bulletin. 26: 135-139.

Schlag, R.D. 1987. Genotoxic and carcinogenetic metals: Environmental and Occupational Occurrence and Exposure, *Advances in Environmental Toxicology*. Vol. XI. Fishbein, L., y Mehlman, M.A. (Eds). Princetown Scientific, Princetown. N.J.. 211.

Selevan, S.G., P. J. Landrigan, F. B. Stern y J. H. Jones. 1984. *Am. J. Epidemiol.* 122: 673-683.

Sheffet, A., I. Thind, A. M. Miller y D. B. Louria. 1982. *Arch. Environ. Health.* 37: 44-52.

Shils, M.E. y V. R. Young. 1988. *Modern nutrition in health and disease*. 7th Ed. Lea & Febiger, Philadelphia, USA.

Shumilin, E.N., G. Rodríguez-Figueroa, O. B. Morton, E. Hernández. 2000. Anomalous trace elements composition of coastal sediments near Koper mining district of Santa Rosalía, Peninsula of Baja California, Mexico. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology*. Springer-Verlag New York Inc. 65: 261-268.

Skoch, E. J. 1990. Heavy metals in marine mammals: Presence and analytical methods. En: *Handbook of marine mammal medicine*. Dierauf, L.A. (Ed.). pp. 127-137. CRC Press. United States.

Stewart, R.E.A. y D.M. Lavigne. 1980. Neonatal growth of north west Atlantic harp seals, *Pagophilus groenlandicus* (ó *Phoca groenlandica*). *Journal of mammalogy* 61:670-680.

Stockinger, H.E. 1984. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* 45: 127-133.

Stock, P. y R. I. Davies. 1964. *Br. J. Cancer.* 18: 14-24.

Tscherkes, L.A., M. N. Volgarer y S. G. Aptekar. 1963. *Acta Unio Int. Contra Cancrum.* 19: 632-633.

Tupper, R., R. W. E. Watts y A. Normall. 1955. *Biochem. J.* 59: 264-268.

Underwood, E. J. 1977. *Trace elements in Human and Animal Nutrition*, 4th ed. Academic Press, New York. 545 pp.

Wagemann, R., R.E.A. Stewart, W.L. Lockhart; B.E. Stewart. 1988. Trace metals and Methyl Mercury: Associations and transfer in harp seal (*Phoca groenlandica*) mothers and their pups. *Marine Mammal Science.* 4(4): 339-355.

Wagemann, R., S. Innes, P.R. Richard. 1996. Revisión y diferencias temporales de metales pesados en ballenas árticas y focas anilladas en el ártico canadiense. *The Science of the Total Environment.* 186, 41-66.

Wenzel, C., D. Adelung, H. Cruse y O. Wassermann. 1993. Trace metal accumulation in hair and skin of the harbour seal, *Phoca vitulina*. Marine pollution bulletin. 16: 152-155.

Worthy, G.A.J. y D.M. Lavigne. 1983. Changes in energy stores during neonatal development in harp seal (*Phoca groenlandica*). Journal of mammalogy 64: 89-96.

Yediler, A., A. Panou, y P. Schramel. 1993. Heavy metals in hair samples of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). Marine pollution bulletin. 26:156-159.

Zavala, C.A. 1990. La población del lobo marino común *Zalophus californianus californianus* (Lesson, 1828) en las islas del Golfo de California, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 253 pp.

Zavala, C.A. 1993. Biología poblacional del lobo marino de California, *Zalophus californianus californianus* (Lesson, 1828) en la región de las grandes islas del Golfo de California, México. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 79 pp.