



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



**Transferencia maternal de metales pesados (Cd, Cu, Pb, Hg, Ni y Zn) en
tortuga Golfina (*Lepidochelys olivacea*) de la costa sur de Sinaloa**

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestro en Ciencias

(Biología Marina)

P r e s e n t a

Biol. Yazmin Segura García

Director de Tesis: Dr. Federico Páez Osuna

Comité Tutorial: Dr. Gabriel Núñez Nogueira
Dr. F. Alberto Abreu Grobois
Dr. Jorge R. Ruelas Inzunza
M. en C. Santiago Capella Vizcaíno

Asesor Externo: M. en C. Raquel Briseño Dueñas



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.

© Queda prohibida la reproducción y uso total o parcial de la información de metales pesados y transferencia maternal contenida en este trabajo sin previa autorización de la autora y del Dr. Federico Páez Osuna.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Federico Páez Osuna por brindarme la oportunidad de realizar este proyecto, por sus enseñanzas, paciencia, confianza y apoyo a lo largo de estos últimos tres años.

A mis asesores: Dr. Alberto Abreu Grobois, Dr. Jorge Ruelas Inzuza, Dr. Gabriel Núñez Nogueira, M en C. Santiago Capella y M en C. Raquel Briseño Dueñas por sus sugerencias e ideas aportadas, valiosos comentarios y por proporcionarme literatura.

Al Quím. Humberto Bojórquez Leyva por su invaluable ayuda en el manejo de los equipos de laboratorio y la realización de los análisis de metales en los tejidos biológicos.

Al campamento Tortuguero “Estrella de Mar”, a cargo de la Biol. Eréndira González Diego, y al Lic. Jesús Eduardo Quintero, Gerente de Operaciones de Estrella del Mar, por su valiosa ayuda en la realización del trabajo de campo.

A los Doctores Guillermo Fernández Aceves y Alfredo Castillo por la asesoría otorgada en el tratamiento estadístico de los datos.

A mis maestros del Posgrado por brindarme las herramientas de conocimiento necesarias para profundizar en el campo de la investigación, han forjado en mí una mejor formación profesional.

Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al L.S.C.A Carlos Suárez Gutiérrez por sus continuas asesorías en el manejo de programas de cómputo y las sugerencias aportadas a mi trabajo.

A Natalia Medina Barba, Herlinda Rojas Virgen y Margarita Cordero Ruiz, por su disponibilidad y ayuda en la realización de sus labores concerniente a trámites dentro del Posgrado.

A la División General de Estudios de Posgrado por haberme brindado el apoyo financiero para realizar mis estudios de maestría.

Al Programa de Mejoramiento del Profesorado a través de la Red de Colaboración Académica. “Contaminación Acuática: Niveles y Efectos” (Proyecto PROMEP/103.5/12/ 4812)

A mis compañeros de generación y del laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera, que han compartido sus experiencias y buenos momentos conmigo.

A todas y cada una de las personas que integran el plantel de la Unidad Académica Mazatlán, ICMYL, UNAM, quienes estuvieron vinculados en algún aspecto con la realización de este trabajo.

Proyecto de Investigación realizado bajo el Permiso Especial de la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SGPA/DGVS/05317/10)

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	2
TABLA DE CONTENIDO	6
ÍNDICE DE FIGURAS	8
ÍNDICE DE TABLAS	9
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	5
METALES PESADOS	8
Cadmio.....	9
Cobre	10
Mercurio.....	11
Níquel.....	12
Plomo.....	13
Zinc	14
TOXICOLOGIA EN REPTILES	15
ESTUDIOS DE METALES PESADOS EN TORTUGA MARINA	15
JUSTIFICACIÓN	24
OBJETIVOS	25
General.....	25
Específicos	25
HIPÓTESIS.....	26
ÁREA DE ESTUDIO	27
MATERIAL Y MÉTODOS.....	28
Trabajo de campo	28
Trabajo en el laboratorio	30
Lavado de material	30

Diseción de crías.....	31
Separación de las fracciones del huevo	32
Procesamiento de las muestras	32
Análisis de las muestras	34
Análisis estadístico	35
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	37
Biometría	37
Metales Pesados	39
Transferencia maternal	58
Factor de riesgo o ingesta provisional tolerable semanal (PTWI).....	63
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	64
BIBLIOGRAFIA	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Distribución geográfica de la tortuga golfina y sitios de anidación masiva (círculos grandes), en México.	6
Figura 2.- Diagrama de metales esenciales y no esenciales en ambos casos la concentración de metales puede llegar a ser letal Fuente: Páez-Osuna 2005. ..	9
Figura 3.- Localización del área de muestreo, franja roja: 17 km al sur de Mazatlán dónde se localiza el campamento “Estrella del Mar”.....	27
Figura 4.- Mediciones anatómicas del largo (A) y ancho curvo del caparazón (B) de <i>L. olivacea</i> , durante la temporada julio-septiembre 2010.	29
Figura 5.- Obtención de muestras de <i>L. olivacea</i> : (A) Muestreo de organismos y huevos; (B) Incubación artificial- monitoreo de temperatura y humedad; (C) Eclosión de crías; (D) Análisis de nidos.....	30
Figura 6.- Esquema del procedimiento para lavado de material para el análisis de metales pesados (Moody y Lindstrom, 1997)	31
Figura 7.- Separación del vitelo en crías de <i>L. olivacea</i>	31
Figura 8.- Separación de las fracciones del huevo, y liofilización de los tejidos y componentes.	32
Figura 9. Relación entre el peso del huevo y el ACC.	39
Figura 9. Representación gráfica de las concentraciones medias de los metales y sus desviaciones estándar. Letras diferentes son aquellas que tienen concentraciones significativamente diferentes ($P < 0.05$) entre sí.....	41
Figura 10. Correlación inversa para concentración de Zn en sangre y el LCC. .	43
Figura 11. Carga porcentual de metales pesados en huevo de <i>L. olivacea</i>	44
Figura 13. Límites máximos permisibles (unidades con base a peso seco) para los metales analizados en fracciones de sangre y huevo de <i>L. olivacea</i> . LMP* (WHO, 1982) LMP** (WHO y NOM-242).	47
Figura 14.- Transferencia maternal de metales pesados, el grosor de las líneas refleja la magnitud de transferencia de los metales.....	62

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Condiciones de operación del equipo de digestión por microondas (MARS-5 MD 7653).....	33
Tabla 2. Concentración de los metales analizados y registrados en el material de referencia DORM-3.....	33
Tabla 3. Concentración de los metales analizados y registrados en el material de referencia Bone Ash 1400 NIST	34
Tabla 4. Condiciones de operación del espectrofotómetro VARIAN para flama, horno de grafito y generador de hidruros para los elementos analizados.	34
Tabla 5. Datos biométricos de <i>L. olivacea</i> muestreadas en la costa sur de Sinaloa, México.....	37
Tabla 6. Datos merísticos del huevo de <i>L. olivacea</i>	37
Tabla 7. Porcentaje de humedad en las fracciones de huevo y sangre de <i>L. olivacea</i>	38
Tabla 8. Concentraciones promedio ($\mu\text{g/g}$) en peso seco de metales pesados en sangre (n= 30), huevo (n=300), vitelo (n=19) y crías muertas (n=19) de tortuga golfina.	40
Figura 12. Variación del contenido de plomo en sangre y clara del huevo de <i>L. olivacea</i>	46
Tabla 9. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en sangre de diferentes especies de tortuga marina.	49
Tabla 10. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en cascarón de huevo para diferentes especies de tortuga marina.	50
Tabla 11. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en clara de huevo para diferentes especies de tortuga marina.	51
Tabla 12. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en yema de huevo para diferentes especies de tortuga marina. ...	52
Tabla 13. Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en diferentes tejidos de <i>L. olivacea</i>	59
Tabla 14. Estimación de la transferencia maternal de metales en huevos de diferentes especies de tortuga y en crías de <i>L. olivacea</i> por temporada del año.	60

RESUMEN

En este trabajo se cuantificó la transferencia maternal de metales pesados (Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn) de las hembras, a los huevos y las crías de tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*). Se analizaron 30 ejemplares, se recolectaron un total de 300 huevos y 19 crías muertas de los nidos después del periodo de incubación, lo anterior contando con un permiso especial de la SEMARNAT (SGPA/DGVS/05317/10) durante la temporada de julio-septiembre del 2010. Las dimensiones morfométricas registradas para la colonia anidadora fueron de 65.3 ± 2.8 y 69.1 ± 3.2 cm del largo y ancho curvo del caparazón, respectivamente. El peso del huevo fue de 26.1 ± 3.8 g, y el diámetro fue de 3.6 ± 0.2 cm. Las concentraciones promedio de metales pesados ($\mu\text{g/g}$, base a peso seco) en el tejido sanguíneo fueron: Cu, 6.7 ± 0.3 ; Zn, 67.9 ± 3.4 ; Cd, 8.8 ± 0.3 ; Pb, 1.9 ± 0.2 ; Ni, 1.6 ± 0.3 , mientras que el Hg se encontró por debajo del límite de detección ($>0.09 \mu\text{g/g}$). En el huevo completo de *L. olivacea*, los niveles de concentración fueron de: Cu, 57.8 ± 48.5 ; Zn, 51.0 ± 85.7 ; Cd, 0.3 ± 0.3 ; Pb, 5.6 ± 8.3 ; Hg, 0.5 ± 0.6 ; y Ni, $3.9 \pm 3.1 \mu\text{g/g}$. La carga porcentual de metales pesados en los componentes analizados presentaron el siguiente patrón en cascarón: $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Hg} > \text{Zn}$, en la clara $\text{Pb} > \text{Ni} \geq \text{Cu} > \text{Cd} \geq \text{Hg} > \text{Zn}$, y en la yema $\text{Zn} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb}$. La transferencia maternal estimada a través de las hembras anidadoras y los huevos y crías, presentó el siguiente patrón $\text{Zn}(22.5\%) > \text{Cu}(4.0\%) > \text{Ni}(3.3\%) > \text{Hg}(2.0\%) > \text{Pb}(0.6\%) > \text{Cd}(0.1\%)$ de tal manera se sugiere que la puesta de huevos constituye una vía de eliminación importante para la excreción de los metales esenciales y no así para los metales no-esenciales analizados. Finalmente se calculó la ingesta provisional tolerable en humanos de acuerdo a las concentraciones de Hg en huevos la cual tendría que ser de 140 huevos para los hombres y 120 huevos para las mujeres. Evidentemente, es muy elevada para el consumo humano, y por lo tanto no constituye un riesgo por consumo moderado. Las técnicas no invasivas para la fauna silvestre amenazada o bajo el status de algún tipo de protección involucran la extracción de sangre, la recolección de huevos y el estudio de organismos que se encuentren muertos, dichas técnicas

son eficientes y permiten determinar la concentración de metales pesados permitiendo así una valoración de la condición de salud del organismo.

Palabras Clave: tortuga marina, contaminación, monitoreo no invasivo, metales pesados, costa sur de Sinaloa.

ABSTRACT

In this study was quantified the maternal transfer of heavy metals (Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn) from females to eggs and hatchlings of olive ridley (*Lepidochelys olivacea*). Were analyzed 30 adults specimens in which were collected a total of 300 eggs and 19 dead hatchlings from nests after the incubation period. This sampling was reached with a special permit from SEMARNAT (SGPA/DGVS/0531710) during the period of July to September 2010. The morphometric dimensions registered in the nesting colony were: 65.3 ± 2.8 and 69.1 ± 3.2 cm, in the length and width of the curved carapace, respectively. Egg weight was 26.1 ± 3.8 g, and the diameter was 3.6 ± 0.2 cm. The mean concentrations of heavy metals ($\mu\text{g} / \text{g}$, on dry weight basis) in blood were: Cu, 6.7 ± 0.3 , Zn, 67.9 ± 3.4 , Cd, 8.8 ± 0.3 , Pb, 1.9 ± 0.2 , Ni, 1.6 ± 0.3 , while Hg was below the detection limit ($<0.09 \mu\text{g} / \text{g}$). In whole egg of *L. olivacea* examined here were: Cu, 57.8 ± 48.5 , Zn, 51.0 ± 85.7 , Cd, 0.3 ± 0.3 , Pb, 5.6 ± 8.3 , Hg, $0.5 \pm 0.6 \mu\text{g} / \text{g}$, and Ni, 3.9 ± 3.1 . The percentage load of heavy metals analyzed had the following progressive pattern in eggshell: $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Hg} > \text{Zn}$, Pb; in the albumen: $\text{Ni} \geq \text{Cu} > \text{Cd} \geq \text{Hg} > \text{Zn}$; and yolk: $\text{Zn} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb}$. The estimated maternal transfer through nesting females, via eggs and hatchlings, presented the following pattern $\text{Zn}(22.5\%) > \text{Cu}(4.0\%) > \text{Ni}(3.3\%) > \text{Hg}(2.0\%) > \text{Pb}(0.6\%) > \text{Cd}(0.1\%)$. So it is suggested that the eggs laying is a major elimination route for excretion of essential metals, and not for non-essential metals analyzed. Finally, was calculated the provisional tolerable intake in humans according to the eggs Hg concentrations, these were: 140 and 120 eggs for men and women respectively. This constitutes a very high amount for the human consumption, and therefore there is no risk for moderate consumption. Generally, non-invasive techniques for threatened wildlife or under some protection criteria are: blood, eggs and study of organisms that are stranded and dead (accidentally in fishing nets and traps), these techniques are efficient and allow evaluating the concentration of heavy metals allowing an assessment of the health condition of the organisms.

Keywords: sea turtle, pollution, heavy metal, southern coast of Sinaloa.

INTRODUCCIÓN

En nuestro país la tortuga marina constituye un rasgo con valor cultural, histórico y biológico (Alvarado y Delgado, 2005). A lo largo del litoral mexicano llegan siete especies de tortugas marinas, de las 8 especies que hay en el mundo, teniendo zonas de alimentación y anidación lo cual les ha permitido una estrecha vinculación con las comunidades costeras, que las han incorporado dentro de sus tradiciones (Nichols, 2003). Una de las especies más representativas por su amplia distribución es la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*), esta especie anida de junio a diciembre y su distribución es pantropical (Márquez *et al.*, 1989), uno de los eventos que la distinguen son las “arribadas”, las cuales son anidaciones de gran espectacularidad, donde se congregan miles de hembras. Se ha documentado que durante 2 ó 3 noches pueden llegar a la playa hasta 100,000 hembras. Los sitios de anidación más importantes a nivel mundial son: La Escobilla y Morro de Ayutla, en el Estado de Oaxaca, México; Ostional y Nancite en Costa Rica y Gahimarta, en el distrito de Orissa, en la India (Briseño-Dueñas, 2002). En nuestro país, además de las zonas ya mencionadas existe una tercera en importancia por las anidaciones masivas, es la playa Ixtapilla, en el estado de Michoacán, sin embargo a lo largo del litoral del Pacífico desde el estado de Baja California Sur, pasando por Sinaloa, Jalisco y hasta el estado de Chiapas se reconocen zonas con presencia de tortuga golfina (Fig. 1).

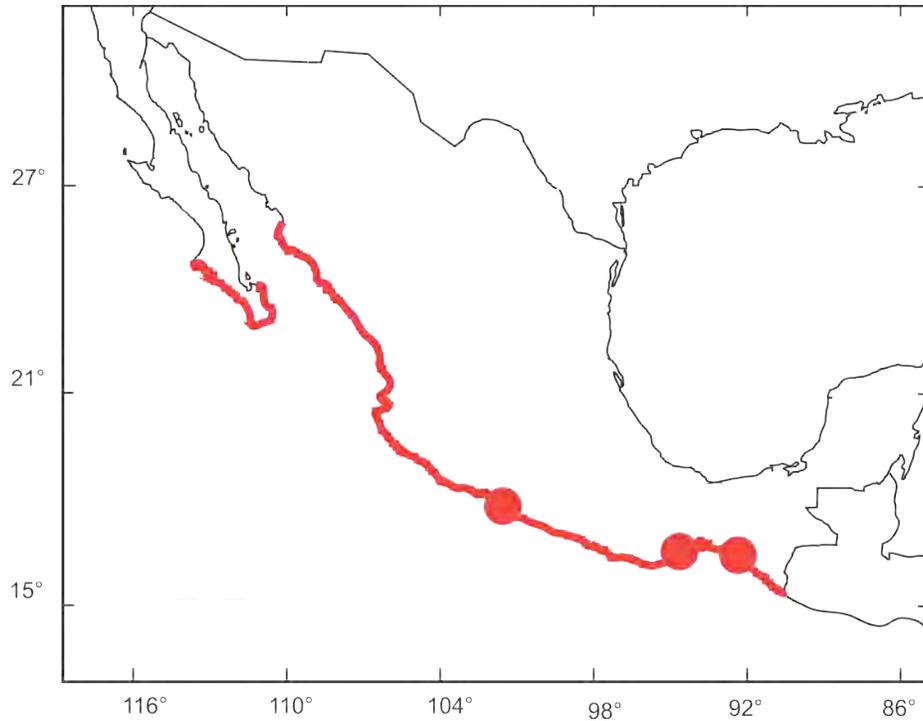


Figura 1.- Distribución geográfica de la tortuga golfinia y sitios de anidación masiva (círculos grandes), en México.

Específicamente en el estado de Sinaloa, esta especie tiene sitios de relativa importancia en anidación, ya que el número de hembras por temporada de reproducción fue estimado durante los 70's entre 5,000 a 10,000 (Márquez *et al.*, 1976). Sin embargo, desde que se iniciaron los primeros trabajos de conservación y monitoreo en las playas de este estado en 1975, el número de nidos en todas las playas se mantiene por debajo de los 2,000 por temporada. A estas playas se le conoce como playas de anidación solitaria o dispersa, en contraste con las playas de arribadas de Oaxaca y Michoacán. Sin embargo, no deja de ser importante y representativa de esta especie.

Históricamente hasta mediados del siglo pasado estas poblaciones se mantenían sin efectos notables, pero el aumento en la demanda de la piel de tortuga, ocasionó un impacto negativo dentro de las mismas. En la costa sur del estado de Sinaloa en los años 60's casi se lleva al exterminio de la población de

tortuga golfina. De una crónica rescatada en Briseño-Dueñas (2000), se menciona la explotación que sufrieron las poblaciones de la zona, 150 lanchas y 4 embarcaciones participaron en un esfuerzo de pesca capturando de 5 a 6 mil tortugas diarias, el 17 de mayo de 1968 se realizó una captura extraordinaria de 8,600 ejemplares en un día. Estas capturas mermaron la población anidadora de la zona, posteriormente estas poblaciones se han recuperado por la creación de una normatividad y centros de protección para esta especie, sin embargo aun persisten diversos problemas que las afectan, como la fragmentación del hábitat, saqueo de nidos, aunado a la contaminación de los sistemas acuáticos.

Los contaminantes que presentan mayor riesgo para las poblaciones de tortuga marina son los compuestos organoclorados y metales pesados (Aguirre *et al.*, 2006). Los metales pesados son los contaminantes que han presentado el mayor impacto en cuanto a la contaminación se refiere, están asociados a un gran número de patologías que los organismos pueden desarrollar por una exposición prolongada (Carranza *et al.*, 2004). Los medios de absorción de los metales por los organismos son a través de la vía respiratoria, digestiva o cutánea. Una vez incorporados pueden permanecer en el organismo o ser excretados total o parcialmente dependiendo del elemento, la forma química en que se encuentren y la afinidad de los tejidos por cada uno de ellos.

FUENTES Y EFECTOS DE METALES

La fuente principal de metales al ambiente acuático puede ser por dos procesos, uno, es el proceso natural que incluye el intemperismo de las rocas, vulcanismo e hidrotermalismo. El otro proceso es la movilización antropogénica la cual aporta un considerable número de metales al ambiente acuático, un ejemplo es la minería que ha excedido por mucho las tasas de intemperismo natural, y la deposición atmosférica de la mayoría de los metales en la superficie terrestre que puede ser de 3 a 350 veces mayor que la estimada para los flujos naturales (Libes, 1992; Páez-Osuna, 1999). La toxicidad de los metales pesados está influenciada por factores de tipo fisicoquímico (pH, salinidad, Eh, dureza) y por factores biológicos (edad, talla, hábitos alimentarios, madurez). Dentro de un

ambiente marino la contaminación crónica puede modificar el equilibrio natural y provocar daños a nivel ecológico, de esta manera un compuesto químico puede llegar a los organismos desde diferentes vías de exposición, ya sea a través de la superficie respiratoria y piel, o por la ingestión de alimento, absorción dérmica e intercambio respiratorio, al exceder la concentración respecto a su nivel trófico anterior respectivamente, así se lleva a cabo la absorción, retención y acumulación de un compuesto, y en consecuencia la bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación, (Gutiérrez-Galindo, 1982; Páez-Osuna y Frías-Espicúeta, 2001).

METALES PESADOS

El término metal pesado es atribuido al conjunto de elementos químicos con alta densidad ($>5\text{g/cm}^3$) que podrían causar efectos adversos de contaminación, toxicidad y/o ecotoxicidad (Förstner y Wittmann, 1979; Mance, 1987). Generalmente es usado indistintamente como metal traza debido a que se encuentra en bajas concentraciones en los organismos, sin embargo este término puede implicar la presencia de un requerimiento esencial de estos elementos por el organismo y son utilizados en pequeñas cantidades, pero a partir de ciertas concentraciones y bajo ciertas condiciones, éstos pueden resultar tóxicos y/o letales para los organismos (Fig. 2). Muchos metales son esenciales para la vida como sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), algunos organismos utilizan aluminio (Al), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), hierro (Fe), manganeso (Mn), níquel (Ni), selenio (Se), estaño (Sn), vanadio (V) y zinc (Zn). También existen los que no tienen función biológica conocida, dentro del listado de estos se incluye cadmio (Cd), oro (Au), plomo (Pb), mercurio (Hg) y plata (Ag) (Furnes y Rainbow, 1990).

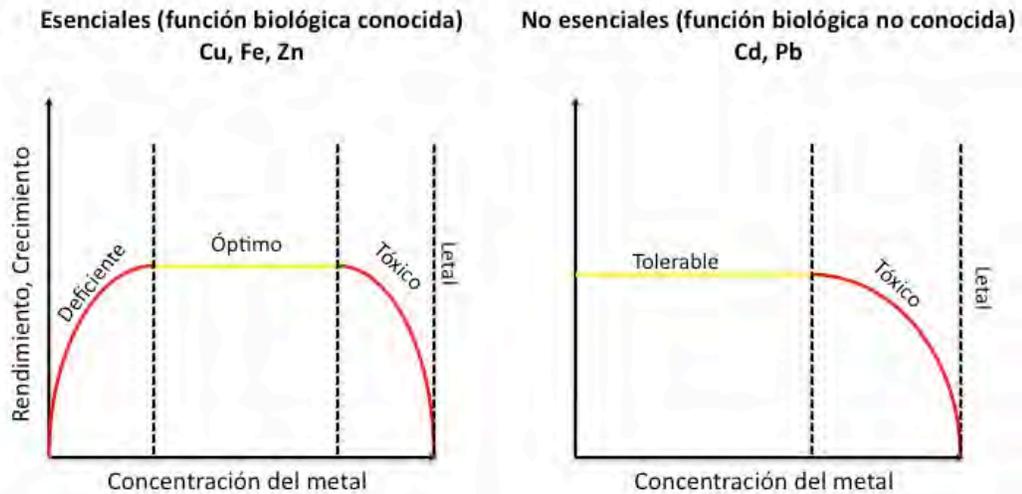


Figura 2.- Diagrama de metales esenciales y no esenciales en ambos casos la concentración de metales puede llegar a ser letal Fuente: Páez-Osuna 2005.

Cadmio

Se ha estimado que cada año se liberan al ambiente unas 30,000 toneladas de cadmio, de las cuales, 17,000 provienen de las actividades humanas. Tanto las fuentes naturales como antropogénicas (industria y aplicación de fertilizantes) incrementan sus niveles en el ambiente (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008). En los vertebrados, el cadmio se encuentra usualmente en metaloproteínas de bajo peso molecular, conocidas como metalotioneínas (MTs); las cuales se les había considerado sin función biológica (Thompson, 1990), sin embargo, desde que se realizó la purificación de la corteza renal del caballo, se encontró que actúan como agentes desintoxicantes de metales pesados, de tal manera que su función principal en los organismos es el mantenimiento de la homeostasis del Zn y Cu durante la gestación y en edades tempranas. Cuando se expone al organismo a metales pesados no esenciales como el cadmio, se produce el desplazamiento de los elementos esenciales, formando compuestos neurotóxicos (García-Rico *et al.*, 1999). Entre los efectos de la exposición de los organismos acuáticos se incluyen, desde la disminución de su abundancia y del crecimiento e inhibición de la capacidad

reproductiva, hasta alcanzar efectos letales (DIRECTEMAR, 2007). En los seres humanos, la principal vía de entrada o de exposición de este metal es a través de los alimentos, particularmente algunos vegetales de los cuales se consumen sus hojas, granos y cereales. Se acumula en el hígado y los riñones y tiene un tiempo de vida media de 17 a 30 años en el ser humano. La toxicidad incluye dos sistemas de órganos, el renal y el sistema esquelético y, en gran parte, es consecuencia de las interacciones entre el cadmio y otros metales como el calcio (Goyer, 1997).

Cobre

El cobre es un elemento metálico muy común en la corteza terrestre y forma parte de varios minerales. Este metal existe en los ambientes acuáticos en sus dos estados de oxidación más estables: Cu^{+1} y Cu^{+2} . Aunque este elemento es esencial para la vida, en concentraciones elevadas puede ser perjudicial para la misma. Entre las fuentes antropogénicas de Cu hacia el medio acuático se encuentran: la corrosión de ductos de cobre y bronce por aguas de naturaleza ácida, el uso de compuestos de cobre como alguicidas acuáticos, los efluentes industriales más importantes son la minería, la fundición y la refinación de cobre; las industrias que queman carbón e industrias de hierro y acero (DIRECTEMAR, 2007). En cuanto a su uso agrícola, el cobre ha sido históricamente utilizado como fungicida, herbicida y como desinfectante de semillas (He *et al.*, 2005). También es utilizado como biocida en pinturas anti-incrustantes en embarcaciones marítimas, así como conservador de maderas (Newman y Unger, 2008). El cobre es un metal esencial y se encuentra asociado con numerosas metaloenzimas y metaloproteínas (Thompson, 1990). Sin embargo, la toxicidad de este metal puede resultar de la exposición excesiva ya sea de forma accidental, por riesgo laboral o contaminación ambiental, entre otros, afectando principalmente al hígado ya que es el primer sitio donde se deposita después de que se incorpora a la sangre y se manifiesta típicamente por el desarrollo de cirrosis hepática con episodios de hemorragia y daño a túbulos renales, el cerebro y otros órganos. Los síntomas pueden progresar hasta un

estado de coma, necrosis hepática, colapso vascular y la muerte (Gaetke y Chow, 2003).

Mercurio

El mercurio se presenta de forma natural en el medio ambiente (depósitos de minerales, volcanes, incendios forestales y emisiones oceánicas) o puede ser liberado por actividades antropogénicas en los hornos de cemento, producción de metales como oro, cobre, hierro, plomo y zinc (Hylander y Meili, 2003). La contaminación del medio marino causada por compuestos de mercurio es el resultado de fenómenos naturales en conjunto con las descargas de origen humano, especialmente de la costa. Tales descargas contribuyen al aumento de flujo de Hg y la alteración de las formas químicas y las especies de este elemento, presentes en la columna de agua y sedimentos (André *et al.*, 1990, Ruelas-Inzunza *et al.*, 2004). Las fuentes de contaminación antropogénica de mercurio mas importantes son las descargas urbanas, los materiales provenientes de la agricultura, la minería, la combustión y descargas industriales (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008). Los compuestos de fenilmercurio y las sales de mercurio son utilizadas como fungicidas para el tratamiento de semillas y en la inhibición de crecimiento de organismos en numerosas industrias (Newman y Unger, 2008). Este metal ha sido tradicionalmente usado en químicos agrícolas como fungicida y pesticida, también se encuentra en pequeñas cantidades en la cal y en algunos fertilizantes, como estiércol aplicado a las tierras agrícolas (Dreher y Follmer 2004, Ruiz-Fernández *et al.*, 2009). Este metal no se asocia con ninguna función biológica y, por lo tanto, es clasificado como un elemento no esencial para los organismos. Dentro de la biósfera marina, el mercurio está presente tanto en su forma orgánica como inorgánica, pero la proporción relativa de tales formas es variable en los diferentes grupos de organismos (Thompson, 1990). La principal vía de intoxicación en los humanos es a través del consumo de agua y de alimentos marinos los cuales acumulan monometil y dimetil mercurio en sus tejidos grasos (Schroeder y Munthe, 1998). Los principales mecanismos moleculares implicados en la

toxicidad del metil-mercurio son la inhibición de la síntesis de proteínas, disrupción microtubular en células (tanto neuronales como no neuronales) e incremento de Ca^{+2} intracelular con perturbación en la función de neurotransmisores (Sanfeliu *et al.*, 2003, Castro-González y Méndez-Armenta, 2008).

Níquel

El níquel es un metal utilizado en la creación de aleaciones para las monedas y joyas, en la industria se utiliza en la fabricación de válvulas e intercambiadores de calor y acero inoxidable. El níquel se encuentra generalmente en niveles muy bajos en el ambiente, se necesitan métodos muy sensibles para detectarlo, la exposición a este metal puede ser por el aire, el agua y los sedimentos, en el aire se encuentra adherido a partículas pequeñas, en el agua y aguas residuales, el níquel puede estar disuelto o adherido a materia suspendida y en el suelo es componente de las rocas.

La concentración de níquel en el medio acuático es muy baja, el promedio generalmente es menor de 10 ppb. En el suelo la concentración de níquel va de 4-80 ppm. Las concentraciones más altas de este metal en el suelo de hasta 9,000 ppm se han encontrado cerca de las industrias (ATSDR, 2005).

Los efectos más graves a la salud que se han asociado por exposición al níquel son: bronquitis crónica, disminución de la función pulmonar, cáncer de pulmón y los senos nasales; en pruebas con animales se ha observado inflamación de pulmón y daño en los senos nasales, la exposición prolongada a compuestos de níquel poco soluble produjo cáncer del pulmón, los órganos que son afectados por este metal son, el estómago, la sangre, el hígado, los riñones, el sistema inmune, las gónadas y el desarrollo fetal (ATSDR, 2005).

Plomo

La atmósfera constituye la mayor fuente de transporte del plomo proveniente de fuentes industriales, de la combustión y de la minería hacia las aguas oceánicas y costeras; así como a los organismos que las habitan (Valiela, 2006). Este elemento está presente en las aguas naturales en su estado de oxidación +2 (Newman y Unger, 2008). Una de las fuentes más generalizadas son las pinturas con plomo presentes en los edificios viejos, también se pueden encontrar dentro de los lugares de trabajo en los que se usan productos con plomo. Este metal puede contaminar el agua, la comida las bebidas, en esta fase es incoloro, inodoro e insípido. Hasta hoy en día se puede encontrar plomo en algunos productos comerciales, lo contienen algunos remedios caseros y productos cosméticos. Se pueden encontrar concentraciones altas en el suelo, el aire y el agua, en lugares donde se realizaron o se realizan actividades mineras o fundidoras. Hay regiones en las que la presencia de plomo en la sangre es un serio problema de salud, particularmente en los niños que viven en algunas áreas urbanas (ATSDR, 2007). No se sabe que presente ninguna función o requerimiento biológico, por lo que también se clasifica como elemento no esencial (Thompson, 1990), por el contrario, es un tóxico aún e concentraciones bajas afectando varios órganos y sistemas (nervioso, hematopoyético, renal, endocrino y esquelético), dependiendo de la edad del sujeto y la dosis. Un efecto de gran preocupación es el deterioro en el desarrollo cognoscitivo y de comportamiento de lactantes y niños (Goyer, 1997). Los síntomas de envenenamiento agudo por este metal son dolor de cabeza irritabilidad, dolor abdominal y varios síntomas relacionados con el sistema nervioso. La encefalopatía por plomo se caracteriza por inquietud y falta de sueño. En casos severos, la persona afectada puede sufrir psicosis aguda, confusión y disminución de la conciencia y las personas que han sido expuestas por largos periodos de tiempo pueden sufrir deterioro de la memoria, tiempo de reacción prolongado y capacidad reducida de entendimiento (Jurap, 2003, Castro-González y Méndez-Armenta, 2008).

Zinc

El zinc se presenta en los ambientes acuáticos principalmente como Zn^{+2} , aunque también puede formar complejos orgánicos. A pH neutro se puede depositar en los sedimentos mediante procesos de adsorción a óxidos de hierro y manganeso, arcillas minerales y materia orgánica. Las principales fuentes incluyen las descargas de aguas residuales, las actividades de minería, fundición y refinación de este metal, la combustión de madera, la incineración de residuos, la producción de hierro y acero y emisiones atmosféricas procedentes de distintas fuentes (Thompson, 1990). Es usado de manera extensiva en recubrimientos y galvanización para prevenir la corrosión. También es utilizado en aleaciones y como catalizador para algunas reacciones de síntesis de polímeros (Newman y Unger, 2008). Los organismos acuáticos exhiben un amplio rango de sensibilidad al zinc, el cual, puede ser clasificado como elemento esencial, ya que es requerido por varias metaloenzimas (Thompson, 1990). Su ingestión puede resultar perjudicial en pocas y grandes cantidades. Los efectos nocivos generalmente se empiezan a manifestar a niveles de 10 a 15 veces más altos que la cantidad necesaria para mantener buena salud. La ingestión de grandes cantidades aún en periodos cortos, puede causar calambres estomacales, náusea y vómito; la exposición durante períodos prolongados puede provocar anemia y disminución de los niveles del colesterol benéfico para la salud. Se desconoce si sus niveles altos afectan la reproducción en seres humanos, pero el suministro de grandes cantidades en ratas, les provocó esterilidad. Inhalar polvos o vapores de zinc puede producir una enfermedad de corta duración llamada “fiebre de vapores del metal”, pero aún no se sabe cuáles son sus efectos al inhalarlo durante periodos largos (ATSDR, 2008).

Las afecciones de estos metales pueden ser diferentes en el tipo de organismo que se estudie ya que las características interespecíficas son distintas. Un grupo que es vulnerable son los reptiles en los cuales se incluye a las tortugas que durante las últimas décadas se han considerado un grupo con

diferentes grados de amenaza de extinción, y por lo tanto, se han enfocado en el entendimiento de los procesos que puedan disminuir las poblaciones.

TOXICOLOGIA EN REPTILES

Las características del ciclo de vida de algunas especies de reptiles hacen difícil su estudio (la longevidad, el tiempo generacional y una baja fecundidad). Sin embargo tienen otras características que hacen a estas especies más vulnerables a los efectos de los contaminantes. Rasgos como la ectotermia, la respiración pulmonar, las capas de la epidermis y fecundación interna, aunado a la distribución poblacional, patrones de migración y procesos metabólicos, hacen que este grupo sea una buena opción para el estudio de los mecanismos toxicológicos y en consecuencia de los efectos ecológicos (Gardner *et al.* 2006).

ESTUDIOS DE METALES PESADOS EN TORTUGA MARINA

A nivel internacional se han realizado diversos estudios para conocer la distribución y la concentración de metales en tejidos y huevos de varias especies de tortuga marina. Sakai *et al.* (1995), monitorearon metales pesados (Fe, Mn, Zn, Cu, Cd, y Hg) en músculo, hígado, riñón y huevos de tortuga verde (*Chelonia mydas*) y de tortuga caguama (*Caretta caretta*), las muestras fueron tortugas provenientes de la pesca incidental. Reportaron que las concentraciones de metales pesados fueron más altas en hígado y riñón que en músculo y huevos de la tortuga caguama, mientras que para la tortuga verde no se obtuvo gran variación. Este estudio proporcionó un método para la determinación de metales pesados mediante los huevos, el cual fue un método no invasivo y efectivo.

Vázquez *et al.* (1997), estudiaron la contaminación marina en muestras de agua de mar, arena y cascarones de huevo de *Dermochelys coriacea* en la zona del Playón Mexiquillo, Michoacán, México. Encontrando que la concentración de aceites y algunos derivados se relacionaban con descargas de

la refinería de Lázaro Cárdenas, estas concentraciones fueron reportadas más altas para arena que para los cascarones de huevo y el agua de mar, mientras que los niveles de Cd, Ni, Zn, Cu y Pb se encontraron en mayor proporción en la arena, el Cd, Ni y Zn fueron encontrados en cascarón, es por esta razón que se sugiere que el sitio contaminado afecta a los huevos de esta especie.

Storelli *et al.* (1998) analizaron diversos metales pesados (Hg, Pb, Cd, Cr, As y Se) en hígado, pulmón, riñón y músculo de *Caretta caretta* procedentes de la costas del mar Adriático (Italia), los autores dividieron los análisis en tres grupos, el primero fue con organismos adultos y juveniles encontrando que la concentración de Cr, Cd, Hg, y As fue alta en el riñón y el Se fue mayor en el hígado, el segundo bloque solo fueron organismos juveniles, se encontró que el riñón tuvo la mayor concentración de Cd, Hg, y As, por último se analizaron solo los tejidos de organismos adultos los cuales presentaron concentraciones altas de Cd en el riñón, mientras que el Se fue más alto en el hígado. En este estudio se sugiere que existen diferencias en cuanto a la concentración de metales en los tejidos dependiendo del estadio en el que se encuentre el organismo.

Para determinar la concentración de As, Cd, Se y Zn en hígado y riñón se utilizaron muestras de *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* y *Lepidochelys olivacea*, de Australia, se observó que el Cd, Se y Zn en el riñón disminuyen con la edad del organismo, mientras que el Zn se acumuló en mayor grado en el hígado. Existió un contenido alto de Cd en las especies, lo cual es un peligro para la salud de los consumidores de carne de estas especies, en particular de *Chelonia mydas* (Gordon *et al.*, 1998).

Posteriormente, Courant *et al.* (1999) analizaron la distribución de Cd, Cu, Zn, en tejidos y órganos de *Caretta caretta*, *Lepidochelys kempi* y *Dermochelys coriacea*, varadas en la región de Gironde en la costa francesa. La distribución de estos metales en riñón, hígado y músculo son similares a las encontradas en mamíferos marinos o aves marinas, pero en el caso Cd fue mucho mayor en riñón e hígado de las tortugas marinas en comparación con los otros organismos, esta diferencia es atribuida la dieta y longevidad de estos

vertebrados marinos, la asociación más importante en este estudio fue la fuente de donde se obtiene dicho elemento y fue la alimentación de medusas en las que se registraron 10 veces más la concentración de Cd que los peces.

En otro estudio realizado con *Chelonia mydas* y *Caretta caretta*, provenientes del mar Mediterráneo, se encontraron concentraciones altas de Mn en hígado de *Caretta caretta*, el Zn presentó valores altos para el riñón de la misma especie y en el hígado de *Chelonia mydas*. El Pb no se detectó en estas especies, por lo anterior se infiere que las diferencias interespecíficas se deban a el comportamientos alimentario en áreas de forrajeo de las dos especies ambas son carnívoras, pero *Caretta caretta* basa su dieta principalmente en moluscos y crustáceos bentónicos. (Godley *et al.* 1999).

Con las mismas especies de tortugas marinas provenientes de la aguas costeras de Japón Sakai *et al.* (2000), analizaron concentraciones de metales, encontrando que el Zn en tejidos grasos era de 94.6 µg/g con base a peso húmedo, para *Caretta caretta* y 51.3 µg/g con base a peso húmedo para *Chelonia mydas* determinando que estas concentraciones eran 10 veces más altas que las que se habían reportado para algunos mamíferos marinos (delfines). Cuando se determinó la concentración de nueve metales pesados (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Co y Hg) en hígado, riñón y músculo en *Chelonia mydas*, de las islas de Yaeyama, Okinawa, Japón para observar el cambio de crecimiento relacionándolo con la acumulación de metales se obtuvo que el Cu fue alto en hígado de tortugas pequeñas, el Cd fue menor cuando las tortugas eran más grandes. Asociando estas diferencias a los sitios de alimentación en diferentes etapas del crecimiento de esta especie (Sakai *et al.* 2000).

En 2003 se publicó un estudio para determinar la contaminación por Hg en tortuga *Caretta caretta* de las costas orientales de Estados Unidos, donde se emplearon muestras de sangre, piel y queratina para determinar concentraciones de este metal y comparándolas con órganos internos como el hígado, riñón, músculo y médula. Se determinó que el indicador más exacto para Hg fue la sangre proporcionando información acerca de exposiciones recientes

para estos organismos con el metal, mientras que las muestras de queratina proporcionan información acerca de exposiciones a largo plazo (Day, 2003).

En otro estudio realizado en *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Lepidochelys kempfi* y *Dermochelys coriacea*, para determinar concentraciones de Hg, Cd y Pb, se evidenció que existe una acumulación en órganos de excreción como el hígado, el riñón y tejido calcificado, este mismo comportamiento de acumulación ocurre en cetáceos y aves marinas. Sin embargo esta acumulación puede no afectar a los organismos ya que puede variar la concentración dependiendo de los hábitos alimenticios (Storelli *et al.*, 2003).

En tejidos de 35 ejemplares de *Caretta caretta* del noroeste del mar Adriático, se midieron los niveles de Cd, Cu, Fe, Mg, Ni, y Zn, analizando hígado, pulmón, músculo y tejido adiposo, se encontró que el Cd, Cu, y Fe se acumularon principalmente en hígado, el Mg en pulmón y el Ni en el tejido adiposo, el Zn fue más alto en músculo, sugiriendo que este tipo de metales eran más altos en esta población que con una población distribuida en áreas cercanas, concluyendo de esta manera que el análisis de metales podría servir para ayudar a investigar rutas de migración de esta especie (Franzelliti *et al.*, 2004).

La determinación de metales pesados que se realizó en 29 ejemplares de *Caretta caretta*, del mar Mediterráneo, presentó concentraciones de Cd, Cu, Hg, Se, y Zn en diversos órganos como en el hígado, riñón y el músculo, los autores no encontraron diferencias en los niveles de acumulación entre machos y hembras, pero mencionan la eficiencia de los órganos de desintoxicación los cuales ayuda a estos organismos a prevenir la toxicidad de los metales (Maffucci *et al.*, 2005).

Gardner *et al.* (2006), utilizaron cuatro especies de tortugas de la península de Baja California, México, encontrando en el riñón de *Chelonia mydas* la concentración de Cd más alta reportada para las tortugas marinas en

diversas partes del mundo. Las concentraciones de Zn y Ni también fueron altas en el riñón de *C. mydas*; el Cu y Fe fueron más altos en riñón de *Caretta caretta*, mientras que en músculo los metales pesados fueron bajos en las especies analizadas.

Monitoreando sitios de anidación de *Chelonia mydas*, en el Mersin y Kazanlı, Turkia, se tomaron muestras de vegetación de la playa, arena, sedimentos y pastos marinos, así como los cascarones de huevos de los nidos se encontró que los niveles más altos de metales como el Cd, Pb, Cr, Ni, Sb, As, y Cu estuvieron en las muestras obtenidas del sedimento marino, Ni y Sb fueron encontrados en las orillas de los ríos cercanos. El Fe en muestras de suelo mientras que Pb, Fe y Cd fueron más altos en el pasto marino, otros metales como Cr, Cu y Ni estaban presentes en lirios marinos, estas concentraciones en plantas pueden afectar a esta especie ya que son herbívoras y la acumulación de estos metales en los ríos también puede influir en la bioacumulación para estos organismos (Celik *et al.*, 2006).

Frias-Espericueta *et al.* (2006), evaluaron concentraciones de Cd, Cu, Pb, en músculo, hígado, riñón y corazón de *Lepidochelys olivacea*, de la región sur del estado de Sinaloa, México, encontrando altas concentraciones de Cu en corazón y en hígado, la concentración de Pb fue más alta en riñón, para Cd también se encontraron concentraciones altas en riñón, siguiendo en hígado y corazón. Los niveles de metales encontrados no fueron suficientes para poder evidenciar el impacto de los contaminantes en la región.

Alonso-Aguirre (2006), realizó una revisión acerca de las diversas causas que puede tener el consumo de carne y derivados de tortuga, entre las que se incluyen la presencia de bacterias, parásitos, biotoxinas, metales pesados y organoclorados, todos estos se encuentran muchas veces por arriba de los estándares permisibles para la ingesta humana, lo que puede provocar intoxicación e incluso la muerte.

Por otra parte Özdilek y Özdilek (2007), estudiaron el impacto corrosivo de elementos como Mg, Ba, Cr, Pb y Zn en huevos de tortuga *Chelonia mydas*, de las playas de Samandag (Turkia), evaluando el desarrollo embrionario, para identificar los elementos dañinos que causan eclosiones no exitosas, concluyeron que en los huevos donde se presentaron malformaciones existía hasta un 220% más de Cd, con respecto a las crías sanas, mientras que en los no eclosionados el nivel de cromo fue de 590% más con respecto a los huevos que fueron exitosos.

En un estudio realizado por Salim y colaboradores (2007) encontraron bioacumulación de 12 metales (Cu, Zn, Mn, Cd, Cr, V, Hg, Se, Pb, Co, Ni, y Sn) metales pesados en hígado y yema de huevo en tortugas verdes (*Chelonia mydas*) procedentes de la reserva de Ras Al Hadd, Oman, el nivel de concentración de los metales en la yema fue el siguiente Zn>Cu>Mn>Cd>V>Se>Hg>Cr>Pb>Ni>Co, para el hígado los valores fueron los siguientes: Zn>Cu>Mn>V>Cr>Hg>Se>Cd>Pb>Co>Ni>Sn. En este estudio se analizó la arena y el agua y encontraron una acumulación significativa de metales y recomiendan realizar estudios toxicológicos para la población de tortuga verde.

Guirlet *et al.* (2008), evaluaron transferencia materna de elementos traza en tortuga *Dermochelys coriacea*, midieron elementos esenciales como el Cu, Zn y Se, y elementos no esenciales como el Cd, Pb y Hg, en sangre y huevos de esta especie, se encontró que la concentración de los elementos esenciales fue baja, mientras que los elementos no esenciales mostraron diferencias, de esta manera se evidencia la toxicocinética de los contaminantes en tejidos ya que fue variable en periodos de reproducción y migración.

Por otra parte Guilia-Andreani *et al.* (2008) determinaron las concentraciones de elementos traza (Zn, Cu, Fe, Mn, Cd y Pb) en tejidos de *Chelonia mydas* procedentes del Parque Nacional Tortuguero de la costa norte de Costa Rica y de *Caretta caretta* del mar Mediterráneo. Zn, Cu, Fe, Mn, y Cd estuvieron presentes en concentraciones detectables en todas las muestras y

mostraron organotropismo (afinidad de virus o bacterias para infectar ciertos órganos), mientras que Pb nunca estuvo por encima del límite de detección y no mostró ninguna distribución en los tejidos. Existieron diferencias significativas en entre las concentraciones de Cu y Cd del hígado y el riñón siendo más alta para *Caretta caretta*. Para este estudio también se evaluó la metalotioneína hepática y renal como biomarcador de exposición a los metales del medio ambiente. Las concentraciones de metalotioneína fueron mayores en *C. mydas* que en las tortugas *C. caretta*, además se encontró correlación positiva entre las concentraciones de metalotioneínas de Cu y de Cd en el hígado y el riñón en ambas especies, lo que sugiere un papel fundamental de las metalotioneínas en el almacenamiento de los metales y la desintoxicación de los mismos, la cuantificación de metales y metalotioneína en el hígado y riñón puede ser un biomarcador de exposición a metales y puede servir para evaluar la salud de las tortugas marinas.

Durante 2009, García-Fernández y colaboradores realizaron estudios de metales pesados en los tejidos de la tortuga *C. caretta* procedente del suroeste del Mediterráneo, midieron Cd, Pb, Cu y Zn en tejidos de 21 tortugas, encontrando concentraciones medias de los elementos esenciales (Zn y Cu) de 107 y 21.6 µg/g en hígado, 27.9 y 3.8 µg/g en riñón, en músculo pectoral 65.4 y 5.0 µg/g, para cerebro 11.1 y 3.45 µg/g, y finalmente 19.2 µg/g y sin detectar en hueso. Las concentraciones de metales no esenciales (Cd y Pb) fueron 23.4 y 2.8 µg/g en el hígado, 32.5 y 0.5 en el riñón, 0.2 y 0.3 en músculo pectoral, 0.2 y 0.7 en el cerebro 1.2 en hueso. Las concentraciones de metales fueron similares a otros estudios realizados en estas tortugas del Mediterráneo, sin embargo, las concentraciones de Cd, variaron ampliamente entre individuos probablemente por posibles fuentes de Cd en el mar Mediterráneo.

Otro estudio en tortugas marinas de la región del Mediterráneo fue realizado por Jerez y colaboradores en 2010, donde utilizaron tortugas *C. caretta* y midieron las concentraciones de varios elementos (As, Cd, Hg, Pb, Se, Zn) en diferentes órganos y tejidos (hígado, riñón, músculo, hueso, sangre, sistema

nervioso central y la piel) los niveles promedio fueron relativamente altos para As (piel $52.13\mu\text{g g}^{-1}$ de peso seco, músculo $40.95\mu\text{g g}^{-1}$) los niveles de Zn fueron altos en tejido muscular $1002.4\mu\text{g g}^{-1}$. Estos autores concluyen que las concentraciones detectadas, la distribución en diferentes tejidos y las diferencias observadas entre los ejemplares juveniles y adultos fueron atribuibles a una exposición crónica a los elementos estudiados.

Páez-Osuna *et al.* (2010), midieron la concentración, la composición isotópica y la transferencia de plomo en sangre y huevos de *Lepidochelys olivacea*, en la población de arribada en Escobilla, Oax, México. Se analizaron 25 hembras y 250 huevos. Tomando en cuenta la transferencia materna de Pb a través de la puesta de huevos, se encontró que la carga total del metal fue de 5%, en la sangre ($0.95\pm 0.18\mu\text{g g}^{-1}$) y en los componentes de huevo (yema $0.80\pm 0.10\mu\text{g g}^{-1}$, albúmina $1.08\pm 0.20\mu\text{g g}^{-1}$ y cascarón $1.05\pm 0.20\mu\text{g g}^{-1}$) estos valores fueron similares o incluso más bajo que los encontrados en otras tortugas marinas. Se concluye que la población y el hábitat en cuanto a la concentración de Pb esta en términos adecuados, y que el área puede considerarse de buena calidad.

Utilizando muestras de sangre para estimar los contaminantes orgánicos persistentes (POP) y metales en *C. mydas*, Jason *et al.* (2010), analizaron 125 compuestos de POP y ocho metales (esenciales Co, Cu, Zn, Se y tóxicos As, Cd, Hg, Pb) además también se midieron en hígado, riñón y músculo. Las correlaciones que observaron fueron fuertes para las muestras de sangre y tejido tanto para POP como para metales, tomando en cuenta el tamaño sexo y condición de las tortugas.

En un trabajo reciente se realizaron pruebas de citotoxicidad en 10 líneas celulares derivadas de *C. mydas*, y se evaluó la respuesta citotóxica a cuatro metales pesados (Cd, Cr, Zn y Cu). Después de una exposición de 24 h a diferentes concentraciones de estos metales se observó la morfología, la viabilidad y la proliferación celular. Los resultados experimentales indican que todos los metales en concentraciones variadas fueron citotóxicos para las líneas

celulares. Calculando de un 10% a 50% de concentración inhibitoria, revelaron que los valores de Cd y Cr fueron significativamente más potentes que las sales de otros metales. Un dato importante de este reporte fue que la línea celular de pulmón de tortuga (GTLG) fue la línea celular más sensible al Cd, Cr, Zn y Cu (Fenxgia Tan *et al.* 2010).

En sangre de tortuga *C. caretta* se encontró que el Zn y el Se fueron los más abundantes, seguido del Cd y As. El Ni y Mn presentaron las concentraciones más bajas en sangre, este estudio se llevo acabo en la región del Golfo de California (Ley-Quiñónez *et al.* 2011)

Todos estos estudios muestran una potencial bioacumulación de metales pesados en tejidos de tortugas por diversas causas, ya sea, tipos de alimentación o contaminación del hábitat, por lo tanto, es necesario realizar estudios para conocer el estado de salud de las poblaciones de tortugas que se distribuyen a lo largo del litoral mexicano ya que conociendo como se encuentra la población en términos de concentración de metales pesados podemos procurar la conservación de estas especies.

Si bien el estudio sobre metales pesados y transferencia materna no es nuevo, este trabajo pretende contribuir al conocimiento del tema además de establecer el estado de salud en cuanto a la presencia de algunos metales pesados en la población anidadora del sur de Sinaloa.

JUSTIFICACIÓN

Se pretende determinar la concentración de metales pesados (Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn) en hembras, huevos y crías de tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*), para saber si existe transferencia materna de dichos elementos, esto permitirá conocer la salud de la población anidadora –en términos de la presencia de metales pesados- de la costa sur del estado de Sinaloa.

OBJETIVOS

General

Determinar la concentración de metales pesados (Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn) y estimar cuantitativamente la transferencia maternal de estos a los descendientes.

Específicos

Determinar las características biométricas de los organismos y huevos muestreados.

Cuantificar las concentraciones de Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn en sangre, cascarón, clara, yema, reserva del vitelo y en crías muertas de las nidadas.

Estimar la carga total de metales pesados en tejidos de hembras reportados en otros estudios y calcular la transferencia maternal al huevo y a las crías.

Calcular la ingesta provisional tolerable semanal (PTWI) para Hg en huevos de *L. olivacea*.

HIPÓTESIS

Los huevos y las crías de *Lepidochelys olivacea* procedentes de la costa sur de Sinaloa, presentarán concentraciones de Cd, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn resultado de la transferencia maternal, su metabolismo y de la naturaleza del elemento involucrado.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de anidación de la tortuga golfina y donde se desarrolló el muestreo científico, se encuentra al sur de la ciudad de Mazatlán, el campo Tortuguero Estrella de Mar se localiza a unos 20 kilómetros al sur de la misma. El Centro para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas Estrella del Mar esta ubicada en linderos de los terrenos de la Isla de la Piedra y el Poblado Ejido el Barrón a un costado de la desembocadura del Río Presidio al sur del puerto de Mazatlán y la zona de monitoreo quedó comprendida entre la desembocadura del Río Presidio y el balneario Isla de la Piedra con una extensión de 17 Km (Fig. 3).

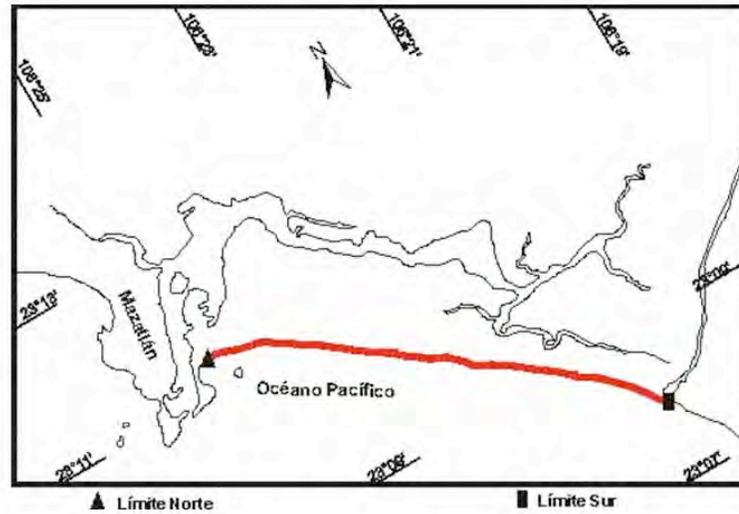


Figura 3.- Localización del área de muestreo, franja roja: 17 km al sur de Mazatlán dónde se localiza el campamento “Estrella del Mar”.

MATERIAL Y MÉTODOS

La realización de este trabajo se llevó a cabo con los equipos, material e infraestructura del laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Académica Mazatlán y las instalaciones y ayuda del campamento Tortuguero Estrella del Mar a cargo de la Bióloga Eréndira González Diego.

Obtención de muestras

Trabajo de campo

Para la extracción de muestras necesarias para este trabajo; se contó con un permiso de la Dirección General de Vida Silvestre y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. La licencia de muestreo científico por proyecto sobre especies o poblaciones en riesgo o sobre hábitat crítico es la (SGPA/DGVS/05317/10). Este permiso es requerido debido a que las tortugas marinas se encuentran dentro de la categoría de especie en peligro de extinción de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

El muestreo se llevó a cabo durante la temporada de anidación de julio-septiembre del 2010, durante los días 23 al 26 de agosto y del 7 al 10 de septiembre del 2010.

Se tomaron medidas morfométricas de las tortugas anidadoras que fueron seleccionadas al azar, mediante un muestreo aleatorio simple considerando el tamaño de los individuos, es decir se buscó cubrir hembras de las tallas disponibles. Se tomaron medidas del caparazón con una cinta métrica para registrar el ancho curvo del caparazón (ACC) y el largo curvo del caparazón (LCC) (Fig. 4). La primera medición se tomó teniendo en cuenta el punto más amplio del caparacho de la tortuga y con la condicionante de ubicar al ejemplar sobre el plastrón. La segunda medición, fue desde el punto medio anterior

(escudo nual) al extremo posterior entre los escudos supracaudales (Bolten, 2000).



Figura 4.- Mediciones anatómicas del largo (A) y ancho curvo del caparazón (B) de *L. olivacea*, durante la temporada julio-septiembre 2010.

Se extrajeron los huevos de nidadas puestas por las hembras seleccionadas y se procedió a incubarlos en hieleras de unicel y sustituyendo la arena con un material inerte como la vermiculita (Termolita Vermilita®) para trasladarlo a un cuarto de incubación artificial, donde se mantuvieron las condiciones adecuadas de temperatura y humedad para los huevos. De cada nidada se colectaron diez huevos para realizar los estudios correspondientes a la concentración de metales. Los huevos fueron recolectados en el momento del desove y se transportaron en bolsas de polietileno (Ziploc®) para ser medidos y pesados en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera, ICMYL, UNAM. Después de los 45 días de incubación los nidos se revisaron para registrar y tomar las crías que se encontraron en etapa 3 del desarrollo embrionario, se procedió a trasladarlas al laboratorio (Fig. 5). Las muestras sanguíneas que se tomaron del seno cervical dorsal, fueron recolectadas con jeringas desechables (BD Plastipak®10ml), en el área donde se tomó la muestra se procedió a realizar una desinfección con alcohol antiséptico. Las jeringas con la sangre se guardaron en un congelador para luego tomar la muestra de sangre y ser liofilizada.

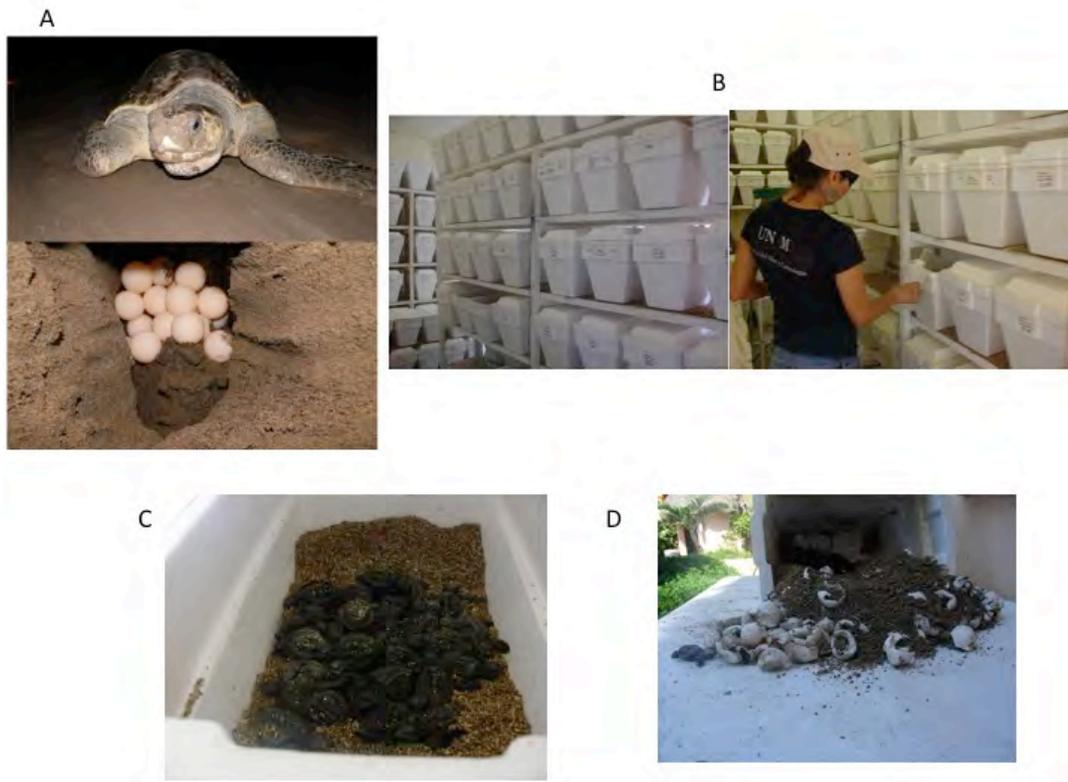


Figura 5.- Obtención de muestras de *L. olivacea*: (A) Muestreo de organismos y huevos; (B) Incubación artificial- monitoreo de temperatura y humedad; (C) Eclosión de crías; (D) Análisis de nidos.

Trabajo en el laboratorio

Lavado de material

Todo el material que se utilizó durante el muestreo estuvo lavado siguiendo el método propuesto por Moody y Lindstrom (1997). El cual consistió en realizar un lavado con agua corriente, posteriormente lavado con HCl 2M durante 72 horas, enjuague con agua mili-Q y lavado con HNO₃ 2M durante 72 horas, posteriormente se enjuagó de nuevo con agua mili-Q, y se secó al aire libre, este material se almacenó en un lugar seco, para su posterior uso en la obtención y manipulación de muestras (Fig. 6).

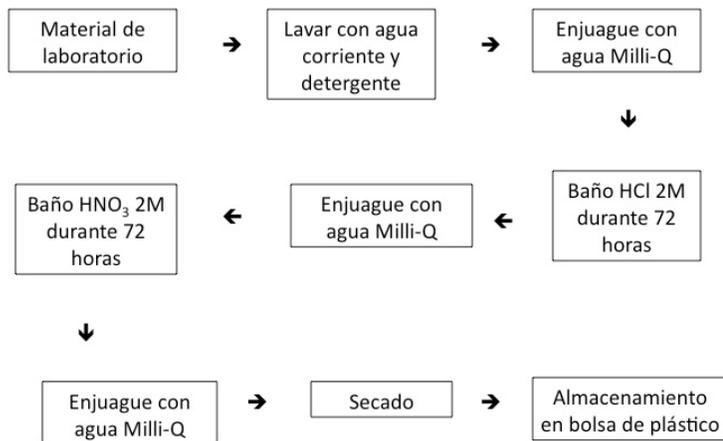


Figura 6.- Esquema del procedimiento para lavado de material para el análisis de metales pesados (Moody y Lindstrom, 1997)

Disección de crías

Las 19 crías que se encontraron en etapa tres del desarrollo embrionario se transportaron al laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología manteniéndolas en una hielera y fueron almacenadas en un congelador, posteriormente se midieron y pesaron, antes de ser liofilizadas se separó la reserva del vitelo, luego tanto las crías como el vitelo fueron liofilizados, molidos y analizados en términos de metales pesados (Fig. 7).



Figura 7.- Separación del vitelo en crías de *L. olivacea*.

Separación de las fracciones del huevo

Los 10 huevos recolectados de cada una de las hembras se dividieron en 2 grupos (pools) de 5 huevos fraccionando en sus respectivos componentes el cascarón, la clara y la yema). Posteriormente se realizó el proceso de liofilización de estos componentes además de la sangre de cada organismo, durante 72 horas a -43°C y 133×10^{-3} mB empleando una liofilizadora marca LabConco hasta obtener el peso seco de la muestra. Luego las muestras se molieron con un pistilo de teflón para homogenizar las mismas. Los análisis de metales pesados se efectuaron mediante una alícuota (0.25 g) del molido de las muestras y tejido sanguíneo (Fig. 8).



Figura 8.- Separación de las fracciones del huevo, y liofilización de los tejidos y componentes.

Procesamiento de las muestras

Las muestras de los tejidos liofilizados y molidos (0.25 g) siguieron un proceso de digestión con 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado, en un equipo de digestión de microondas (MARS-5 MD7653) (Tabla 1), para descomponer la materia orgánica contenida en éstas. Una vez obtenidas las

soluciones se aforaron a un volumen de 20 mL con agua purificada en resina Chelex y fueron almacenadas en recipientes de polietileno para su posterior análisis.

Tabla 1. Condiciones de operación del equipo de digestión por microondas (MARS-5 MD 7653)

Poder	Tiempo	Temperatura
%	minutos	°C
100	5	100
100	5	120
100	10	140

Manual de aplicaciones de digestión por microondas, CEM.

Se utilizó el material de referencia (DORM-3) constituido por músculo liofilizado de pez y material de referencia (1400 NIST) constituido por ceniza de hueso debido a que no todos los metales de interés en el estudio se encontraran incluidos en uno solo. Esto es para evaluar la precisión y exactitud de la técnica, así como para revisar y validar los procedimientos analíticos. Con los valores obtenidos de las muestras analizadas (sangre, huevo, reserva del vitelo y organismos) se calculó el porcentaje de recuperación (Tablas 2 y 3).

Tabla 2. Concentración de los metales analizados y registrados en el material de referencia DORM-3

	Concentración registrada ($\mu\text{g/g}$)	Concentración encontrada ($\mu\text{g/g}$)	Valores de recuperación %
Cobre	15.50 \pm 0.63	13.03 \pm 0.02	84.0
Cadmio	0.29 \pm 0.02	0.29 \pm 0.03	102.7
Mercurio	0.38 \pm 0.06	0.34 \pm 0.02	90.0
Plomo	0.39 \pm 0.05	0.33 \pm 0.05	84.1
Níquel	1.28 \pm 0.24	1.21 \pm 0.02	94.5
Zinc	51.30 \pm 3.12	56.85 \pm 0.01	110.8

Tabla 3. Concentración de los metales analizados y registrados en el material de referencia Bone Ash 1400 NIST

	Concentración registrada ($\mu\text{g/g}$)	Concentración encontrada ($\mu\text{g/g}$)	Valores de recuperación %
Cobre	2.3	1.92 \pm 0.01	82.6
Cadmio	0.03	0.03 \pm 0.01	100.0
Plomo	9.07 \pm 0.12	7.72 \pm 0.03	85.1
Zinc	181 \pm 3	180.61 \pm 0.02	99.7

Análisis de las muestras

Los metales pesados se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica en un equipo Varian Spectra A220. Se empleó horno de grafito para Pb, Cu, Ni, Cd; flama para Zn y generador de hidruros para Hg. Las concentraciones de cada elemento fueron obtenidas de acuerdo a una curva de calibración previa. Las condiciones de operación del espectrofotómetro de absorción atómica se detallan en la Tabla 4.

Tabla 4. Condiciones de operación del espectrofotómetro VARIAN para flama, horno de grafito y generador de hidruros para los elementos analizados.

	Longitud de onda (nm)	Ancho de banda (\AA)	Mezcla de combustible o gas acarreador	Corriente de lámpara (mA)
Cadmio	228.8	0.5	Nitrógeno	4
Cobre	327.4	0.5	Nitrógeno	4
Mercurio	253.7	0.5	Nitrógeno	4
Níquel	232.0	0.2	Nitrógeno	4
Plomo	283.3	0.5	Nitrógeno	5
Zinc	213.9	1.0	Aire-Acetileno	5

El límite de detección (L_D) es generalmente definido como la concentración requerida para dar una señal igual a dos veces la desviación estándar de la línea base (blanco) (Chistian, 1980), Por otra lado la IUPAC (1995), define al límite de detección como la concentración verdadera de analito en el material sujeto a análisis que conducirá, a la conclusión de que la cantidad de analito en el material analizado es mayor que la de un blanco. En el presente estudio se determinó dicho límite los metales analizados y para definirlo se emplearon soluciones con niveles muy cercanos a cero y/o blancos a los que se les realizó una serie de lecturas en el espectrofotómetro. Mediante la siguiente fórmula se obtuvo el cálculo de dicho límite:

$$L_D = 3.3\sigma_0$$

Donde σ_0 es la desviación estándar de la concentración neta cuando el analito no está presente en la muestra.

Análisis estadístico

Se realizó un muestreo aleatorio seleccionando 30 hembras con sus respectivos nidos, a lo largo del área de anidación, a las hembras se les tomó una alícuota de sangre para evaluar concentración de metales. De los nidos seleccionados se tomaron las crías que eclosionaron pero que no salieron del nido (organismos muertos).

A los datos obtenidos del análisis de metales se les realizó pruebas de tendencia central y medidas de dispersión (media aritmética y desviación estándar). Se empleo una prueba de Kolmogorov-Smirnov para establecer si en los datos generados existen criterios de normalidad. Para comprobar homocedasticidad se empleo una prueba de Cochran (Zar, 1999). Los datos obtenidos fueron no paramétricos y se analizaron en el paquete STATISTICA (StatSoft, Inc. 2005, data analysis software system, version 7.1. www.statsoft.com), realizando una prueba de análisis de varianza (ANOVA) para

determinar diferencias significativas de las medias entre la concentración de los metales en la sangre, el cascarón, la yema, la clara y las crías muertas; de las diferencias obtenidas se determinaron grupos homogéneos mediante la prueba Tukey, tomando en cuenta un límite de confianza con un $p \leq 0.05$. En el caso de las concentraciones de los diferentes metales en sangre y la relación en tejidos empleados se hicieron pruebas de correlación, de igual forma se tomo en cuenta el límite de confianza $p \leq 0.05$, para estas pruebas se utilizo SIGMAPLOT (Version 9.0. Systat Software, Inc.).

Para la determinación de transferencia maternal, se utilizo la ecuación $M\% = M_e/M_{wb}$ (Sakai *et al.*, 1995), donde M_e : es la carga del metal en los huevos y M_{wb} : es la carga de metal en todo el cuerpo y de esta manera se estima la transferencia a partir de la tasa de excreción de metales de una nidada de huevos.

Se estimó el coeficiente de riesgo para el Hg a partir de la ingesta provisional tolerable semanal (PTWI) que es de 0.005 mg/kg peso x día (IPCS, 2009). Considerando peso promedio de la población de la región para hombres es de 70 kg y en mujeres 60kg (Soto-Jiménez *et al.*, 2010).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biometría

Se realizaron dos campañas de muestreo en el campamento tortuguero Estrella del Mar, la primera del 23 al 26 de agosto y la segunda del 7 al 10 de septiembre del 2010. En estas dos campañas se obtuvieron datos de medidas morfológicas (Tabla 5) y muestras de sangre de 30 organismos así como 10 huevos provenientes de cada nidada de las hembras muestreadas, contando con un total de 300 huevos.

Tabla 5. Datos biométricos de *L. olivacea* muestreadas en la costa sur de Sinaloa, México.

	n	Promedio	Mínimo	Máximo	Desviación estándar
LCC (cm)	30	65.3	59	76	2.8
ACC (cm)	30	69.1	63	78	3.2

Para el análisis de los huevos provenientes de cada una de las nidadas se realizaron dos grupos (pools) aleatorios sin seguir criterio alguno, de cinco huevos cada uno obteniendo así una muestra compuesta A y B. En las Tablas 6 y 7 se muestran las características merísticas del huevo con los porcentajes de humedad de acuerdo al componente analizado.

Tabla 6. Datos merísticos del huevo de *L. olivacea*.

	n	Grupo A	Grupo B
Peso (g)	300	25.9±3.8	26.3±3.8
Diámetro (cm)	300	3.6±0.2	3.6±0.2

Las dimensiones morfométricas registradas para la colonia anidadora de Estrella de Mar, difieren de los rangos típicos descritos para *L. olivacea* según lo

establecido por Márquez *et al.* (1976), Márquez (1996), y Lutz y Musick (1997). Los valores promedio que estos autores describen son: para el peso de un adulto de 38.1 kg con longitud de carapacho de 67.6 cm, el diámetro y peso de los huevos fueron de 3.97 cm y 34.2 g, respectivamente. Estas diferencias pueden deberse a múltiples factores como son las variaciones fisiológicas en el grado de madurez o desarrollo de las hembras anidadoras, así como la disponibilidad de alimento y sus áreas de distribución.

Tabla 7. Porcentaje de humedad en las fracciones de huevo y sangre de *L. olivacea*.

Componente	n	Muestra compuesta	Humedad promedio (%)
Cascarón	300	A y B	49.4±0.1
Clara	300	A y B	98.2±0.1
Yema	300	A y B	64.2±0.1
Sangre	30	-	97.8±0.1

El porcentaje de agua presente en el huevo de tortuga golfina de un estudio realizado en playa el Ostional, Costa Rica (Mora-Castro *et al.* 1997), fue de 97.9%, en la clara, 77.2% en la yema, y 37.0% en el cascarón, siendo estos porcentajes similares a los nuestros. Lo anterior puede deberse a las diferentes condiciones del área de anidación entre una región y otra.

La correlación que existe entre el peso del huevo con el tamaño de la hembra se presenta en la Fig. 9, los pesos más elevados del huevo corresponden a las hembras de una talla de entre 70 y 72 cm, mientras que los pesos más bajos, corresponden a las hembras más pequeñas. Esta tendencia ha sido observada anteriormente en los registros de Márquez *et al.*, (1976), quienes señalan dicha tendencia del peso del huevo con el tamaño de las hembras de esta especie.

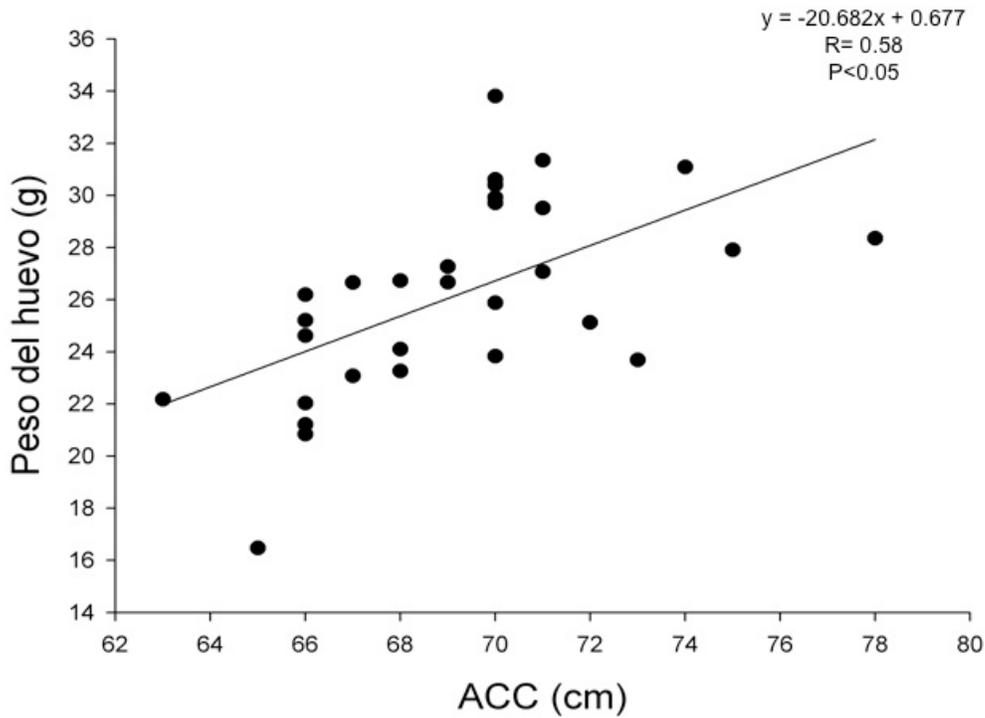


Figura 9. Relación entre el peso del huevo y el ACC.

Metales Pesados

La ecotoxicología relaciona la ecología trófica y el medio ambiente con la presencia y distribución de metales pesados en los organismos, en este ámbito la alimentación juega un papel muy importante en la incorporación de este tipo de elementos (Margalef, 1974). En relación con las tortugas marinas y en especial con *L. olivacea* existe una variada alimentación que incluye peces, salpas, medusas, moluscos, crustáceos, algas y bajos porcentajes de briozoos, sipuncúlidos, ascidias y huevos de peces (Lutz y Musick. 1997), de esta manera se pueden encontrar diferencias en las concentraciones de los metales pesados analizados en sus distintos tejidos. En la Tabla 8 se muestran los niveles promedio y desviación estándar de las concentraciones de elementos analizados

en este estudio para el huevo, la sangre, la reserva del vitelo y las crías de tortuga golfina que se encontraron muertas después de la eclosión de los huevos incubados.

Los metales que presentaron los valores promedio más elevados fueron Cd en la fracción de sangre (8.8 µg/g peso seco), Cu y Pb en el cascarón (104.3 µg/g y 14.5 µg/g, respectivamente). Con excepción de la sangre y las crías, el mercurio fue detectable en las tres fracciones del huevo y el vitelo (Tabla 8), en el caso del Zn la yema y cría tuvieron los niveles más altos (104.7µg/g y 136.1µg/g peso seco). Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para determinar las diferencias de las concentraciones de los metales en los diferentes componentes, después se hizo una comparación múltiple de medias mediante la prueba de Tukey (Zar, 1999) (Fig. 9).

Tabla 8. Concentraciones promedio (µg/g) en peso seco de metales pesados en sangre (n= 30), huevo (n=300), vitelo (n=19) y crías muertas (n=19) de tortuga golfina.

	Cd	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Sangre	8.8±0.3	6.7±0.3	<0.09	1.9±0.2	1.6±0.3	67.9±3.4
Cascarón	0.4 ±0.0	104.3±1.4	0.4±0.0	14.5±0.4	7.0±0.1	4.3±1.1
Clara	0.3±0.0	44.7±0.8	0.5±0.0	1.4 ±0.1	3.2 ±0.2	44.1±4.8
Yema	0.2±0.0	27.2±0.3	0.5±0.0	0.9±0.0	1.5 ±0.2	104.7±3.8
Vitelo	0.2±0.0	20.8±0.2	0.9±0.0	0.2±0.0	2.6 ±0.1	96.8±7.9
Cría	18.3 ± 0.1	26.5 ± 0.1	<0.09	0.6 ± 0.0	3.3 ± 0.2	136.1±11.9

Cabe destacar que los metales esenciales Zn y Cu fueron los metales con los niveles mas altos en la sangre, en la yema, la clara la reserva del vitelo y las crías muertas, con excepción del cascarón dónde solo el Cu tuvo una alta concentración, y los elementos no esenciales exhibieron las concentraciones más bajas en las tres fracciones del huevo (Tabla 8). De acuerdo con la

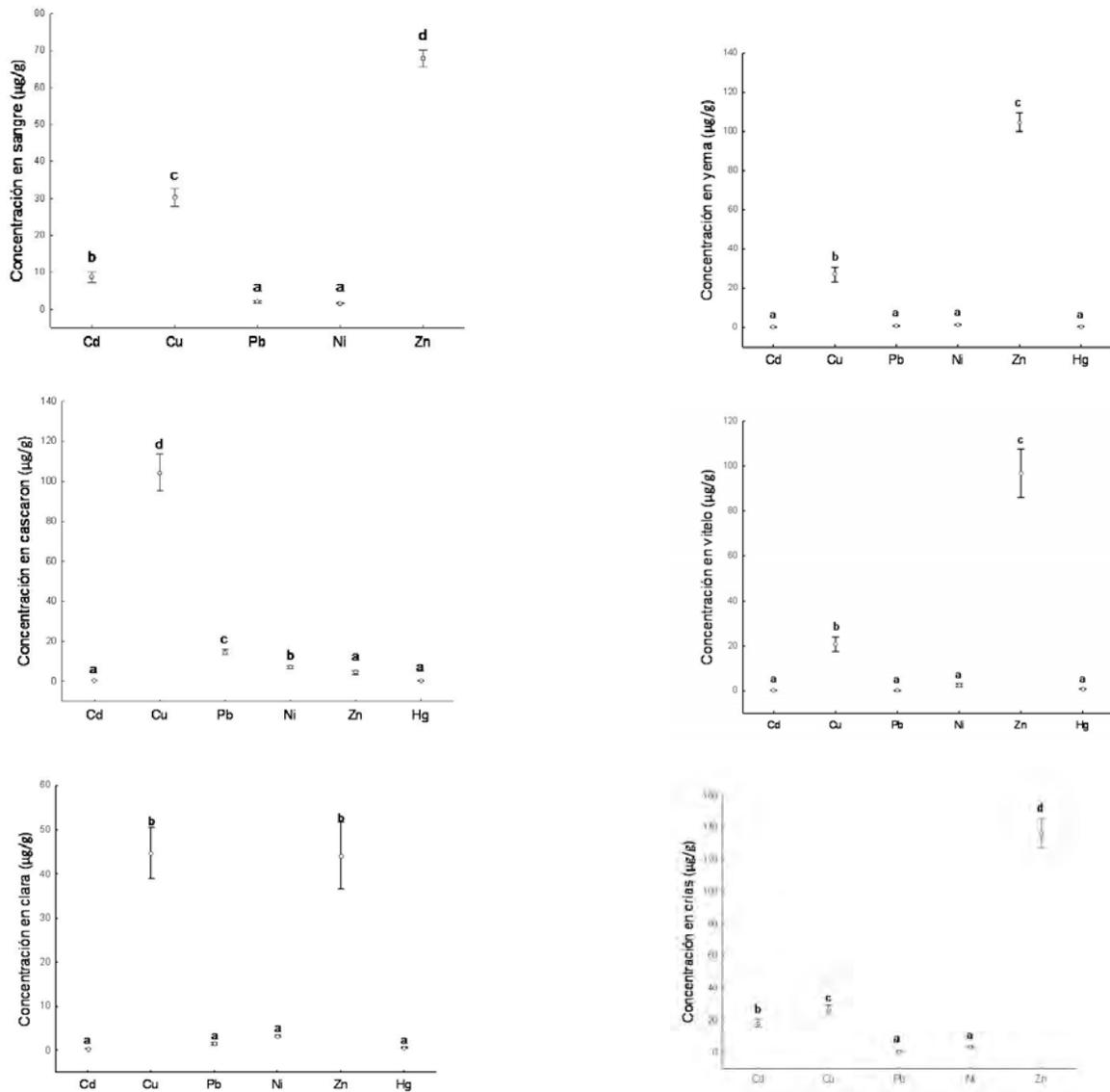


Figura 9. Representación gráfica de las concentraciones medias de los metales y sus desviaciones estándar. Letras diferentes son aquellas que tienen concentraciones significativamente diferentes ($P < 0.05$) entre sí.

literatura, estas diferencias se deben a que los metales esenciales son importantes en la yema y a que juegan un rol en los procesos fisiológicos y de esta manera el embrión puede tener un desarrollo adecuado, inclusive estos

metales se transfieren libremente de la madre al huevo (Storelli y Marcotrigiano, 2003, Sakai *et al.* 1995, Stoneburner *et al.* 1980). Guilert *et al.* (2008), señalan que en la tortuga laúd el Cd tuvo una correlación significativa positiva entre los niveles de la sangre y los del óvulo, esto podría tener un papel importante en el desarrollo embrionario puesto que se relaciona con las proteínas

transportadoras similares a aquellas que llevan o contienen Se. En el mismo estudio de Guilert *et al.* (2008) se analizó la tendencia de los oligoelementos contenidos en la sangre a lo largo de una temporada de anidación, observándose en general cambios en la concentración de los huevos, en la sangre la concentración de Cu disminuyó, mientras que los niveles de Pb aumentaron. Estas variaciones de Cu y Pb según los autores se deben a la alta demanda de algunos elementos durante el metabolismo corporal para la producción de huevos. Durante la temporada de reproducción, las concentraciones de Cu parecen disminuir en la sangre, en parte por las necesidades de calcio para la producción del cascarón con el uso concomitante y la movilización de Pb. El Cu en nuestro estudio tuvo una concentración relativamente alta en el cascarón, según Sahoo *et al.* (1996), este metal se encuentra dentro de los componentes estructurales del cascarón en *L. olivacea*.

Las concentraciones de metales en las tres fracciones del huevo y sangre de *L. olivacea* reflejan las diferencias entre tejidos y la asociación con el tipo de alimentación de la especie, debido a que la carga de metales en el cuerpo de las tortugas marinas está reflejada por las diferencias inter-específicas en su dieta (Bjorndal, 1997; Ackman *et al.*, 1971; Day, 2003). En el caso particular de *L. olivacea* tiene una variada alimentación que incluye peces, salpas, medusas, moluscos, crustáceos, algas y bajos porcentajes de briozoos, sipuncúlidos, ascidias y huevos de peces (Lutz y Musick, 1997). Esto puede influir en la adquisición de ciertos metales los cuales ingresan a las hembras por la dieta.

Posteriormente se realizaron pruebas de correlación para determinar si existe un patrón o tendencia entre la concentración de los metales en los

diferentes tejidos analizados con el tamaño de los organismos tales como el largo curvo del caparazón (LCC). Desde nuestros resultados se encontró que las correlaciones no fueron significativas ($p > 0.05$) en la mayoría de los casos, excepto para el caso de Zn en sangre versus el LCC ($p < 0.05$) evidenciando, que entre más grande es el LCC los niveles de este metal son menores. (Fig 10).

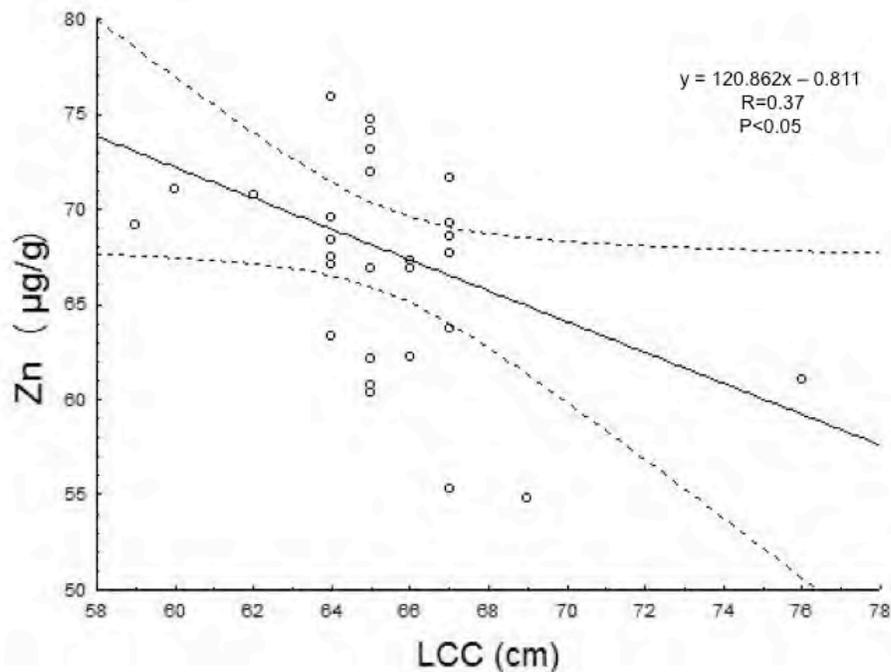


Figura 10. Correlación inversa para concentración de Zn en sangre y el LCC.

Por otra parte, se determinaron los porcentajes de carga total de cada uno de los metales analizados en las fracciones del huevo (Fig. 11), encontrándose que el cascarón representó un 15.5%, la clara un 2.5% y la yema un 82%. Desde estas cargas de los metales se puede apreciar que en el cascarón el metal más abundante es el Pb (90%), mientras que en la yema, es el Zn, que representa un 98%. Otros metales como el Hg y Cd se asociaron también predominantemente con la yema, con un 84% y 73%, respectivamente. Es importante destacar que la fracción de yema tiene una carga importante de

los metales analizados, lo que sugiere que es un componente clave para considerar la acumulación de metales en tortugas marinas (Godley *et al.*, 1999; Sakai *et al.*, 2000). Otro aspecto relevante de consideración, es la toxicidad de metales como el mercurio en particular en organismos en proceso de gestación (Paéz-Osuna *et al.*, 2011).

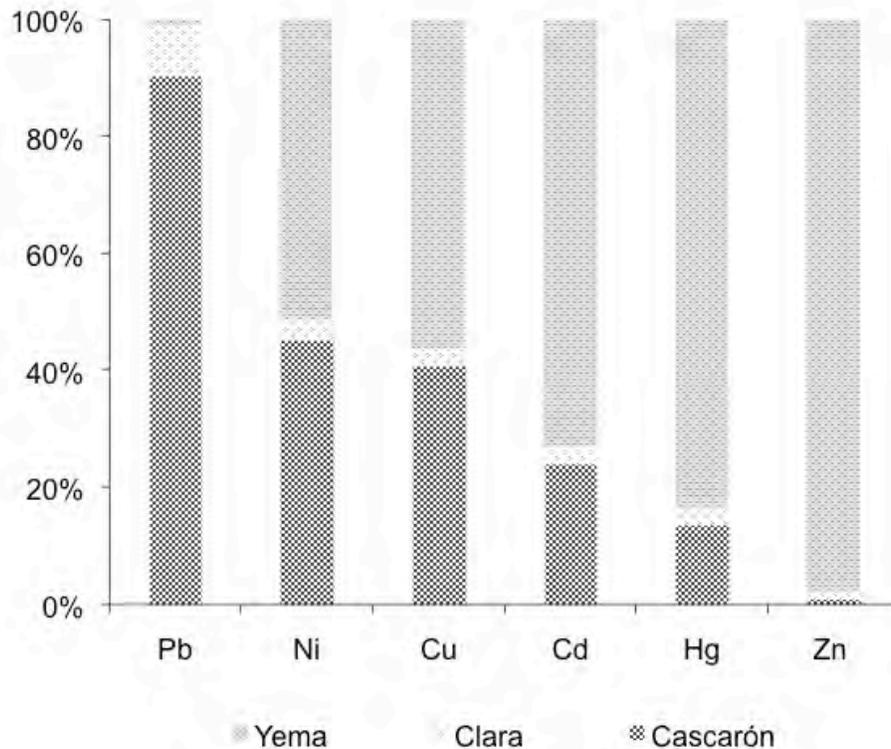


Figura 11. Carga porcentual de metales pesados en huevo de *L. olivacea*.

Posteriormente se determinó la concentración de cada uno de los metales en el huevo completo tomando en cuenta la concentración del metal en cada fracción del huevo y el porcentaje correspondiente de cada una de las fracciones del mismo. Se encontró que los niveles de metales esenciales fueron: Cu, 57.8 ± 48.5 y Zn $51.0 \pm 85.7 \mu\text{g/g}$, mientras que para los metales no esenciales fue: Cd, 0.3 ± 0.3 ; Pb, 5.6 ± 8.3 ; Hg, 0.5 ± 0.6 ; y Ni, $3.9 \pm 3.1 \mu\text{g/g}$. Estas diferencias en el contenido de metal en el huevo completo se pueden deber a diversos factores como son la vía de ingreso de cada metal, la eficiencia de su asimilación, el

tiempo de almacenamiento y la capacidad de eliminación del mismo (Thompson, 1990, Wang, 2002).

Diversas investigaciones en tortugas marinas, concluyen que una vía de eliminación importante de metales es a través de la puesta de huevos (Stoneburner *et al.*, 1980; Sakai *et al.*, 1995; Sahoo *et al.*, 1996; Godley *et al.*, 1999; Storelli y Marcotrigiano, 2003; Guirlet *et al.*, 2008). Los metales se transfieren de la madre a las crías, y se incluyen particularmente ciertos elementos esenciales como el Cu y Zn para el desarrollo del embrión, sin embargo, cuando se examina la magnitud de la transferencia de elementos no esenciales, esta vía de eliminación no parece ser la prioritaria para la excreción de tales elementos, al menos, no en las tortugas marinas.

La presencia de concentraciones bajas de Hg en las diferentes fracciones del huevo, se pueden atribuir a que el Hg atraviesa rápidamente la membrana celular ya que es lipofílico de esta manera forma complejos estables que pueden causar efectos tóxicos a nivel celular. Sin embargo la toxicidad del Hg y de la especie Metil-Hg son poco conocidas en reptiles y anfibios, y el huevo es una buena herramienta para monitorear la ruta de excreción de estos elementos, por supuesto de esta manera podemos tener un indicador para la carga de este metal en las nidadas (Wolfe *et al.*, 1998, Storelli y Marcotrigiano, 2003).

La sangre es el medio fisiológico de desplazamiento e intercambio para todos los tejidos (Guyton, 1977), además se ha propuesto su uso para monitorear exposiciones recientes de contaminantes (Day *et al.*, 2005). En este estudio se tomó en cuenta la concentración de los metales en sangre y se correlacionó con la concentración en los diferentes tejidos analizados, en la mayoría de los casos las correlaciones no fueron significativas ($p > 0.05$), mientras que en el caso del contenido de Pb en sangre versus la clara del huevo, si se encontró una correlación significativa ($p < 0.05$) inversa, que sugiere que entre más Pb existió en la clara, más baja fue la concentración de este metal en sangre (Fig. 12).

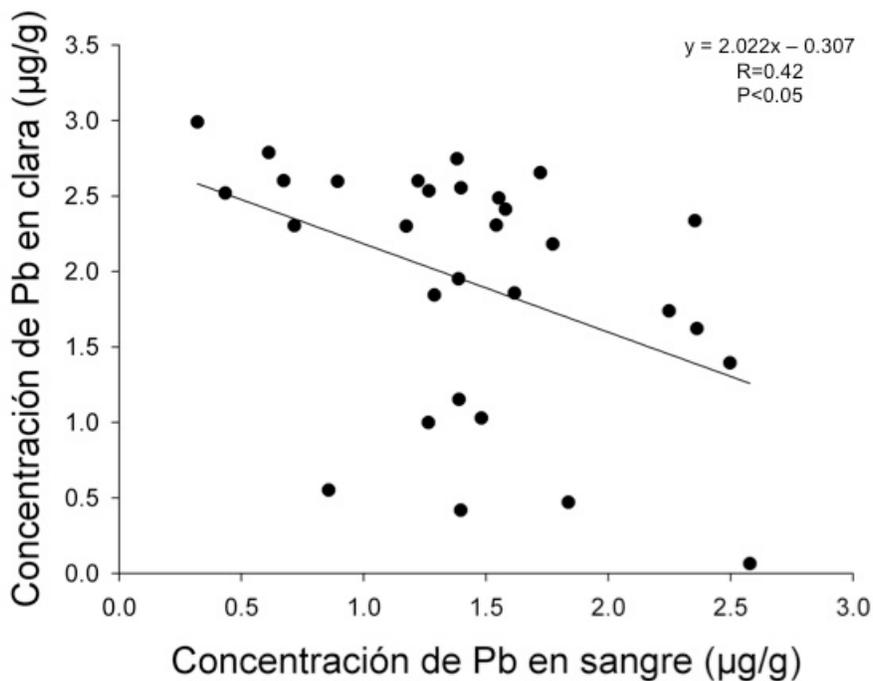


Figura 12. Variación del contenido de plomo en sangre y clara del huevo de *L. olivacea*.

En este estudio con se encontró que la concentración de Pb disminuyó en sangre y aumentó en la clara del huevo, lo que puede sugerir que el Pb esté siendo adquirido durante la formación del huevo de esta manera los niveles en sangre son bajos.

En la Fig.13 se muestra la concentración de los elementos analizados y los niveles máximos permisibles (LMP) de acuerdo a World Health Organization (WHO, 1982) y la Norma Oficial Mexicana (NOM-242-SSA1-2009), para los productos provenientes del mar y que son consumidos por la población. La línea roja punteada representa el LMP* establecido por la WHO, que se refiere a la concentración máxima permisible de los diferentes metales en alimentos procedentes de la pesca. Similarmente, en la misma figura se incluye la línea roja punteada con dos asteriscos el LMP** de la NOM-242-SSA1-2009 que se

refiere a los límites máximos para productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados.

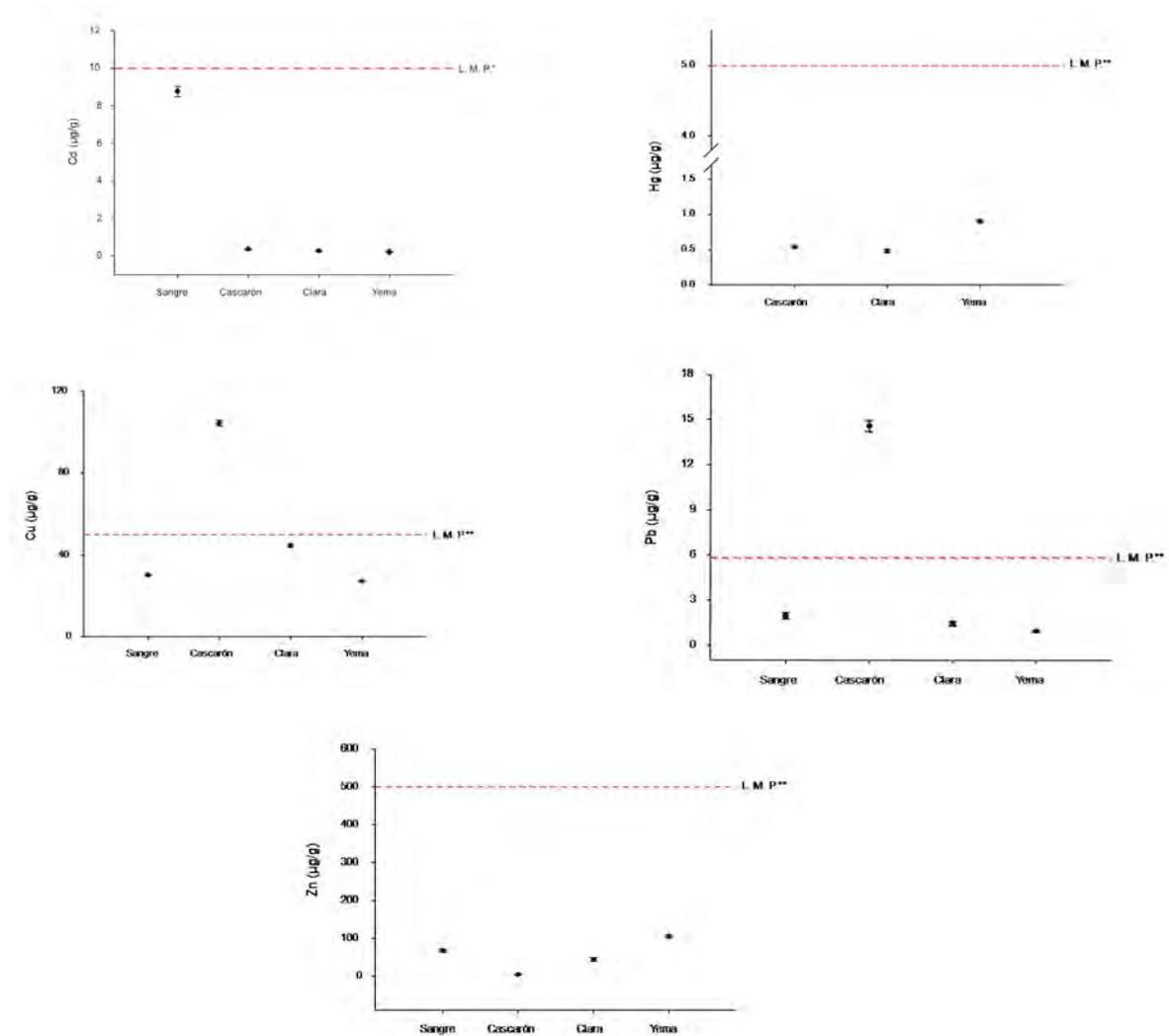


Figura 13. Límites máximos permisibles (unidades con base a peso seco) para los metales analizados en fracciones de sangre y huevo de *L. olivacea*. LMP* (WHO, 1982) LMP** (WHO y NOM-242).

La emisión de normas y límites máximos permisibles con respecto a elementos tóxicos tiene como finalidad reducir potencialmente el deterioro ambiental y evitar riesgos que pongan en peligro a la salud humana ya que la

mayoría de la población en nuestro país y el mundo consume productos alimentarios provenientes de la pesca. De acuerdo a la compilación de las diferentes normas que se utilizaron para comparar las concentraciones promedio de nuestros datos solo existieron dos elementos (Pb y Cu) en la fracción de cascarón que estuvieron por arriba de estos límites; los demás elementos se encontraron por debajo de estos límites, lo que pone de manifiesto el estado de la población anidadora como aceptable y que corresponde a los niveles básicos de una región prístina o cercanamente prístina.

Las tortugas ofrecen ventajas como indicadores de la contaminación en los ecosistemas acuáticos y terrestres debido a que habitan en dichos ambientes, además de la longevidad y las rutas migratorias (Meyers-Schöne y Walton, 1994). En las Tablas 9-12 se presentan las concentraciones de los elementos en los diferentes tejidos analizados, como una recopilación basada en estudios realizados en tortugas marinas de diversas localidades del mundo, incluyendo la especie de estudio del presente trabajo. Cabe mencionar que algunos de los datos citados en la literatura internacional son registrados en peso húmedo, por lo cual se convirtieron a peso seco bajo el supuesto de que su contenido de humedad es igual al de este estudio en las fracciones de sangre y huevo de tortuga golfina.

Tabla 9. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en sangre de diferentes especies de tortuga marina.

Espece	Zn	Cd	Pb	Hg	Cu	Ni	Área de estudio	Referencia
<i>Lepidochelys olivacea</i>	67.9 \pm 3.4	8.8 \pm 0.3	1.9 \pm 0.2	<0.092	6.7 \pm 0.3	1.6 \pm 0.3	Sinaloa, México	Este estudio
<i>Lepidochelys olivacea</i>	58.4 \pm 4.7	0.49 \pm 0.2	0.97 \pm 0.2	<0.0015	2.28 \pm 0.4	2.78 \pm 1.3	Oaxaca, México	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2010)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	37.1	1.3	–	–	1.0	1.1	Baja California Sur, México	Ley- Quiñónez <i>et al.</i> (2011)
<i>Caretta caretta</i>	44.81 \pm 17.5	1.8 \pm 0.6	–	–	2.83 \pm 0.6	1.59 \pm 2.42	Baja California Sur, México	Ley- Quiñónez <i>et al.</i> (2011)
<i>Caretta caretta</i>	7.07 \pm 2.8	0.12 \pm 0.21	0.31 \pm 0.31	0.02 \pm 0.01	–	–	Murcia, España	Jerez <i>et al.</i> (2010)
<i>Eretmochelys imbricata</i>	69.9	0.9	–	–	1.2	–	Baja California Sur, México	Ley- Quiñónez <i>et al.</i> (2011)

–, no analizado

Tabla 10. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en cascarón de huevo para diferentes especies de tortuga marina.

Especie	Zn	Cd	Pb	Hg	Cu	Ni	Área de estudio	Referencia
<i>Lepidochelys olivacea</i>	4.3±2.4	0.4 ±0.1	14.5± 3.4	0.4± 0.2	104.3 ±24.7	7.0± 2.0	Sinaloa, México	Este estudio
<i>Lepidochelys olivacea</i>	12.4±1.5	0.47±0.1	1.05±0.2	<0.0015	7.48±2.6	48.5±12.9	Oaxaca, México	Páez Osuna <i>et al.</i> (2010)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	13.0±2.6	1.3±0.5	11.0±3.6	-	7.6±1.5	13.0±4.0	Gahirmatha India	Sahoo <i>et al.</i> (1996)
<i>Chelonia mydas</i>	2.92±0.6	0.4±0.03	0.27±0.12	0.001±0.003	3.16±0.8	29.2±3.7	Hong Kong, China	Lam <i>et al.</i> (2006)
<i>Chelonia mydas</i>	1.35	0.07	0.07	0.003	11.5	0.07	Cabo Ashizuri e Isala Bonin Japón	Sakai <i>et al.</i> (2000)
<i>Dermochelys coriacea</i>	11.9±10.0	0.90±0.61	11.6±26.0	-	8.90±1.26	7.90±5.11	Michoacán, México	Vázquez <i>et al.</i> (1997)

-, no analizado

Tabla 11. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en clara de huevo para diferentes especies de tortuga marina.

Especie	Zn	Cd	Pb	Hg	Cu	Ni	Área de estudio	Referencia
<i>Lepidochelys olivacea</i>	44.1 \pm 2	0.3 \pm 0.1	1.4 \pm 0.6	0.5 \pm 0.4	44.7 \pm 15.5	3.2 \pm 0.8	Sinaloa, México	Este estudio
<i>Lepidochelys olivacea</i>	33.6 \pm 11	0.22 \pm 0.1	1.08 \pm 0.2	<0.0015	3.53 \pm 2.9	4.05 \pm 3.9	Oaxaca, México	Páez Osuna <i>et al.</i> (2010)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	4.3 \pm 1.5	<1	3.6 \pm 1.1	-	3.6 \pm 0.5	5.0 \pm 2.0	Gahirmatha, India	Sahoo <i>et al.</i> (1996)
<i>Chelonia mydas</i>	11.1 \pm 2.2	D.L.D	0.17 \pm 0.04	0.003 \pm 0.001	2.33 \pm 0.04	0.63 \pm 0.2	Hong Kong, China	Lam <i>et al.</i> (2006)
<i>Chelonia mydas</i>	47.8	1.11	1.11	0.002	5.8	1.11	Cabo Ashizuri e Isala Bonin Japón	Sakai <i>et al.</i> (2000)
<i>Dermochelys coriacea</i>	11.9 \pm 10.0	0.90 \pm 0.61	11.6 \pm 26.0	-	8.90 \pm 1.26	7.90 \pm 5.11	Michoacán, México	Vázquez <i>et al.</i> (1997)

-, no analizado; D.L.D., por debajo del límite de detección

Tabla 12. Concentración promedio ($\mu\text{g/g}$ peso seco) de metales pesados encontrados en yema de huevo para diferentes especies de tortuga marina.

Especie	Zn	Cd	Pb	Hg	Cu	Ni	Área de estudio	Referencia
<i>Lepidochelys olivacea</i>	104.7 \pm 12.6	0.2 \pm 0.0	0.9 \pm 0.6	0.5 \pm 0.2	27.2 \pm 10.3	1.5 \pm 0.7	Sinaloa, México	Este estudio
<i>Lepidochelys olivacea</i>	72.3 \pm 11	0.24 \pm 0.1	0.80 \pm 0.1	0.04 \pm 0.02	2.20 \pm 1.5	3.31 \pm 0.6	Oaxaca, México	Paéz Osuna <i>et al.</i> (2010)
<i>Chelonia mydas</i>	120 \pm 9.6	D.L.D	0.13 \pm 0.02	0.004 \pm 0.003	0.91 \pm 0.1	0.51 \pm 0.1	Hong Kon, China	Lam <i>et al.</i> (2006)
<i>Chelonia mydas</i>	125.9	0.08	0.08	0.007	1.7	0.08	Cabo Ashizuri e Isala Bonin, Japón	Sakai <i>et al.</i> (2000)
<i>Caretta caretta</i>	91.7 \pm 8.5	0.07 \pm 0.0	–	0.03 \pm 0.0	4.19 \pm 0.2	–	Cabo Ashizuri e Isala Bonin, Japón	Sakai <i>et al.</i> (1995)
<i>Caretta caretta</i>	78.5 \pm 6.7	0.04 \pm 0.0	1.77 \pm 1.2	0.64 \pm 0.0	5.44 \pm 1.1	2.28 \pm 0.8	Carolina del norte, EEUU	Stoneburner <i>et al.</i> (1980)

–, no analizado; D.L.D, por debajo del límite de detección

Los resultados de la concentración de Zn en sangre de las tortugas de la costa sur de Sinaloa comparados con muestras de la misma especie fueron similares a los de Oaxaca; no fue así cuando se compararon con muestras de sangre provenientes de la región de Baja California Sur, ya que nuestros resultados fueron más altos (casi el doble). Para otras especies de tortuga marina (*C. caretta*) la concentración de Zn registrada en organismos de Murcia, España fue 9.6 veces menor a la encontrada en este estudio, sin embargo, con respecto a *E. imbricata*, las concentraciones de Zn fueron similares. Para el caso del Cu en sangre, nuestros resultados fueron 3 veces mayores a los encontrados en la población de tortuga golfinia de Oaxaca y de Baja California Sur. Los niveles de Cu en *C. caretta* y *E. imbricata* fueron más bajos comparados con nuestros resultados (Tabla 9).

Los metales no esenciales (Cd, Pb, Hg y Ni) en sangre tuvieron los siguientes resultados: Cd fue el metal más contrastante respecto a los niveles encontrados en este trabajo y los estudios previos en tortugas marinas; este fue 6.7 veces más alto comparado con otros estudios en *L. olivacea* y 4.8 veces más alto comparado con *C. caretta* y *E. imbricata*. El Pb en sangre de tortuga golfinia procedente de la costa sur de Sinaloa, fue 1.9 veces mayor comparado con la de la población de Oaxaca, y de igual manera esta proporción se mantuvo al comparar la concentración de Pb con otras especies. El Hg en sangre estuvo por debajo del límite de detección, similar a los resultados encontrados de la misma especie, y estando por debajo de los registros en tortuga *C. caretta*. Los resultados de la concentración de Ni en sangre, son comparables a los encontrados en la literatura tanto para la misma especie como en otras especies (Tabla 9).

Para el cascarón, tenemos que el Cu encontrado en nuestra especie es mucho mayor (cerca de 14 veces más) en comparación a los niveles registrados en esta especie por otros autores en Oaxaca y la India. Nuestras concentraciones resultaron también mayores que las encontradas en otras especies como *Chelonia mydas* muestreada en Hong Kong, China y Cabo

Ashizurie e Isla Bonin, Japón, o *Dermochelys coriacea* recolectada en Michoacán, México. Para el Zn en el cascarón, tenemos que nuestros niveles de concentración, estuvieron dentro del intervalo general registrado en tortugas marinas (Tabla 10). Por otra parte, los niveles de Zn son inferiores (una tercera parte) a los encontrados previamente en esta misma especie. También, estas concentraciones son mayores a las registradas en *D. coriacea* y ligeramente mayores que las de *C. mydas*. Las concentraciones de Cd en el cascarón encontradas en *L. olivacea* de la región sur de Sinaloa, estuvieron en general dentro del intervalo registrado para las diferentes especies de tortugas marinas. Respecto a la misma especie, los niveles encontrados resultaron ser similares entre la población de Sinaloa y la de Oaxaca, mientras que la de la India tuvo un nivel promedio más alto (1.3 µg/g). Con respecto a otras especies, nuestros niveles de Cd fueron idénticos a los encontrados en el cascarón de *C. mydas* recolectada en las costas de Hong Kong, China.

El caso del Pb es de llamar la atención, debido a que los niveles encontrados en el cascarón de *L. olivacea* de la región sur de Sinaloa fueron los más elevados con respecto a los escasos trabajos registrados donde se tiene un intervalo de los promedio de 0.07-11.6 µg/g. Nuestro promedio es ciertamente comparable con los niveles previos en la misma especie de la costa Hindú y *D. coriacea* de las playas de Michoacán. El Hg tuvo un promedio de 0.4 µg/g, el cual resultó ser el más elevado en comparación a los estudios realizados en cascarón en las tortugas en general; mientras que en la misma especie en trabajos anteriores han encontrado niveles indetectables, en otras especies, han encontrado niveles muy bajos (0.001-0.003 µg/g). El intervalo registrado en la literatura sobre los niveles promedio de Ni es de 0.07-48.5 µg/g; nuestros especímenes de *L. olivacea* tuvieron una concentración relativamente baja (7.0 µg/g), la cual esta por debajo de la concentración registrada en la misma especie en Oaxaca y la India. Con excepción de los muy bajos niveles registrados en las costas japonesas en *C. mydas*, nuestros niveles son de los más bajos en comparación a otros sitios estudiados (Tabla 10).

La concentración de Zn en la clara fue similar a la población de tortugas de Oaxaca, y 10 veces mayor a las encontradas en la población de Gahirmatha, en la India. Comparando nuestros resultados de Zn con otras especies *C. mydas*, de Hong Kong, en China y *D. coriacea* de Michoacán México la concentración de fue 4 veces mayor que los reportadas. En el caso de Cu en clara, nuestros resultados son mayores (12 veces más alto) tanto para muestras de la misma especie pero de diferente región, como para lo registrado en otras tortugas marinas (*C. mydas* y *D. coriacea*) (Tabla 11).

El Cd en clara están dentro de las concentraciones registradas para tortugas marinas (indetectable-1.11 µg/g), con niveles comparables a los previamente encontrados en la misma especie y por debajo de los registrados en la clara de huevo de tortugas *C. mydas* de las costas de Japón y de *D. coriacea* de las playas de Michoacán. El Pb mostró similitud con la población de tortuga golfinas de Oaxaca, y con la tortuga *C. mydas* de Japón, se observó que los niveles de este metal en clara de la tortuga golfinas son menores a los registrados en *D. coriacea* de la costa de Michoacán, México. Cuando se comparan los niveles de Hg en clara de nuestros resultados con aquellos que se han registrado o intentado cuantificar, estos son superiores, tanto en *L. olivacea* como en *C. mydas*. El Ni presentó valores dentro del rango para la especie, pero por debajo (2.4 veces menos) que aquellos registrados para *D. coriacea* de la costa de Michoacán.

En la yema el Cu fue 12 veces más alto, comparado con los registrados para esta especie, también fue mayor en comparación con los de otras especies como *C. mydas* y *C. caretta* de diversas regiones del mundo. La concentración de Zn en nuestras muestras fue 1.4 veces mayor comparado con las registradas en las tortugas *L. olivacea* de la región de Oaxaca. Comparando nuestros niveles de Zn en yema con respecto a los otras especies (*C. mydas* y *C. caretta*), estos fueron similares.

En los metales no esenciales se observa que la concentración de Cd de nuestro estudio es similar al rango encontrado para tortugas marinas en general. Las concentraciones de Pb coinciden con las encontradas en la yema de las tortugas golfinas de la región de Oaxaca. Ahora, respecto a *C. mydas* y *C. caretta*, los resultados de nuestro estudio son 6.9 veces más altas con respecto a la tortuga verde y 0.5 veces menos, con respecto a la caguama. El Hg en nuestras muestras presentó una concentración mayor comparado con las encontradas en las tortugas golfinas de Oaxaca. La concentración de Hg encontrada en la yema de tortuga golfina fue 16 veces mayor a la registrada en *C. mydas* y siendo similar con respecto a *C. caretta*,. Se observó que la concentración de Ni en yema en *L. olivacea* del sur de Sinaloa fue 1.5 veces menor con respecto a la misma especie en costas de Oaxaca. Por otra parte, nuestros niveles fueron 3 veces mayores cuando se comparan con *C. mydas* de las costas de Hong Kong, y al comparar nuestros niveles con la especie *C. caretta* proveniente de la costa de Baja California, se observa que poseen concentraciones similares (Tabla 12).

De acuerdo a estos resultados la población de *L. olivacea* de la costa sur de Sinaloa, presenta fluctuaciones de los niveles de metales pesados dependiendo del tejido involucrado y la fracción del huevo. Cuando de manera global se examinan los niveles por tejido tenemos que el Cu y el Cd son los dos metales que se distinguen por presentarse en niveles más altos en la yema de los huevos de la población del Sur de Sinaloa con respecto a los niveles encontrados en yema de otras especies en el mundo, y la misma especie en Oaxaca. En el caso de la sangre, tenemos que fueron tres los metales que estuvieron muy por encima de los demás especies de tortuga o de la misma especie en la población de Oaxaca: el nivel de Cd, se presentó dieciocho veces más alto en *L. olivacea* del sur de Sinaloa con respecto a la población de la misma especie de la población de Oaxaca, y tres veces más en comparación a *C. caretta* de la costa de Baja California. La concentración de Cu fue tres veces más elevado en la tortuga golfina muestreada en el sur de Sinaloa en comparación con la población de Oaxaca, y fueron nueve veces más elevados

también con respecto a *C. caretta*. El Pb fue también varias veces más alto con respecto a la población de Oaxaca (dos veces) de la misma especie y otras especies.

A partir de estos resultados se puede plantear en principio la hipótesis de que la presencia de aguas enriquecidas en particular de Cd y Cu asociadas con el fenómeno de surgencias esta relacionado con los enriquecimientos de tales metales en la yema y en la sangre de la población de tortugas golfinas de la zona sur de Sinaloa en la boca del Golfo de California. Revuelta-Cortés (1995) han encontrado que las aguas de las surgencias del Golfo de California alcanzan niveles de Cd y Cu de hasta 1.12 y 1.16 ng/L, respectivamente. Niveles que son 11 veces más elevados con respecto a los de las aguas superficiales del Pacífico (0.1-0.3 nmol/kg de Cd) (Takesue y Van Geen, 2002). Van Geen *et al.* (1992) encontraron una correlación altamente significativa entre la concentración de Cd disuelto (nmol/kg) y un índice de surgencias U (en m³/s por 100 m de la línea de costa) calculado a partir del campo de la presión atmosférica:

$$\text{Cd} = 0.25 + 1.7 \times 10^{-3} \text{XU}$$

De hecho, se ha propuesto y demostrado la efectividad de emplear la concentración de Cd disuelto como un trazador de surgencias costeras en las aguas de la corriente de California (Takesue y Van Geen, 2002; Takesue *et al.* 2004).

Los niveles relativamente altos de Pb en cascarón y en la sangre de las tortugas golfinas de la población del sur de Sinaloa encontrados en el presente trabajo se pueden explicar de la siguiente manera: A diferencia de los otros metales analizados el Pb es un elemento que presenta un perfil de concentración con la profundidad de concentraciones altas en las aguas superficiales y subsuperficiales, a cada vez bajas concentraciones conforme a la profundidad de la columna de agua (Millero, 2006). Ahora, las fuentes de Pb en las aguas oceánicas tiene relación con los escurrimientos continentales y la composición de los materiales de las cuencas asociadas y la precipitación atmosférica. Esta

última a su vez esta condicionada por numerosas fuentes naturales y antropogénicas, tales como la quema de combustibles fósiles, fundidoras, industria cementera, entre otras (Valiela, 2006, Soto-Jimenez y Flegal, 2009). De estas fuentes sobresalen aquellas ligadas con la quema de gasolinas, las cuales se dieron en los Estados Unidos y en México, en los años 1960-1980 y 1960-1990, respectivamente. Las aguas de la boca del Golfo de California (sur de Sinaloa) están muy influenciadas por la corriente de California, no así las aguas de la zona costera de Oaxaca, entonces vamos a tener un escenario de niveles de Pb algo contrastante entre ambas aguas, y se puede especular que las de Oaxaca, van a presentar niveles más bajos en comparación a las de la boca del Golfo de California, a su vez esto va a permitir que los organismos que habitan en cada una de dichas aguas, se ven expuestos a diferentes niveles de este metal. Por tanto es previsible que los organismos que se constituyen en la dieta de *L. olivacea* tengan una mayor concentración de Pb en la zona del Golfo de California en comparación con aquellos organismos que consume esta tortuga en la zona costera de Oaxaca.

Transferencia maternal

La transferencia maternal puede ser estimada cuantitativamente a través de la tasa de excreción de metales de una nidada de huevos de *L. olivacea* a partir de la siguiente ecuación (Sakai *et al.*, 1995): $M\% = M_e/M_{wb}$, donde M_e es la carga del metal en los huevos del oviducto, mientras que M_{wb} es la carga de metal en todo el cuerpo de la tortuga. La carga de los metales se calculó a partir del peso de los principales tejidos y su concentración respectiva. Una hembra adulta de *L. olivacea* tiene alrededor de 12.07 kg de músculo incluyendo el peso del corazón, 1.2 kg de hígado, 0.25 kg de riñón y 8.8 kg de grasa (Márquez *et al.*, 1976). La concentración de los diferentes metales en cada uno de los tejidos se obtuvo a partir de los registros publicados en diversos estudios de *L. olivacea* las cuales fueron muestreadas en el golfo de California (México) del lado peninsular y continental, por lo que se asume que tales niveles de concentración

de metales en los tejidos son representativos para la región y también para el área de estudio del presente trabajo (Tabla 13). De hecho, estos datos son los únicos disponibles para la región y su confiabilidad y validez esta sujeta a dos factores: uno, la calidad de las técnicas analíticas empleadas en cada caso, y dos, a que se trate o no de la misma población de tortugas golfinas. Sin embargo, no se dispone de información sobre la variabilidad o afinidad de la composición de las poblaciones de *L. olivacea* en la zona costera del Golfo de California, como para poder constatar esta suposición.

Tabla 13. Concentración de metales ($\mu\text{g/g}$ peso seco) en diferentes tejidos de *L. olivacea*.

Tejido	Zn	Pb	Cd	Ni	Cu	Hg	Autor
Riñón	_	4.5	5.3	_	6.4	_	Frias-Espericueta <i>et al.</i> (2006)
Riñón	6.9	_	60	1.6	4.9	_	Gardner <i>et al.</i> (2006)
Riñón	_	_	_	_	_	0.2	Kampalath <i>et al.</i> (2006)
Hígado	_	3.3	3.3	_	8.2	_	Frias-Espericueta <i>et al.</i> (2006)
Hígado	47.1	_	17.9	0.6	36.7	_	Gardner <i>et al.</i> (2006)
Hígado	_	_	_	_	_	0.4	Kampalath <i>et al.</i> (2006)
Músculo	_	1.8	2.6	_	3.1	_	Frias-Espericueta <i>et al.</i> (2006)
Músculo	85.8	0.01	0.5	0.01	1.3	_	Gardner <i>et al.</i> (2006)
Músculo	_	_	_	_	_	0.08	Kampalath <i>et al.</i> (2006)
Sangre	37.1	_	1.3	1.2	1.0	_	Ley-Quiñonez <i>et al.</i> (2009)

_ no analizado.

La excreción de metales a través de la puesta de huevos, se calculó mediante la estimación de una puesta de huevos (100 en promedio) multiplicada por 2.21, que corresponde en promedio al número de veces que una tortuga

hembra adulta de *L. olivacea* desova por temporada (Lutz y Musick, 1997). Por otra parte, se tomó en cuenta la carga corporal promedio de cada metal analizado (Páez-Osuna *et al.*, 2010), además de considerar incertidumbres tanto en la nidada como en la carga corporal de los metales, por lo tanto la eliminación de los metales vía puesta de huevos se estimó en porcentaje (%) y se compara con estudios previos realizados para esta y otras especies (Tabla 14).

Tabla 14. Estimación de la transferencia maternal de metales en huevos de diferentes especies de tortuga y en crías de *L. olivacea* por temporada del año.

Cd	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Especie	Autor
-	-	2.0%	-	-	-	<i>L. olivacea</i>	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2011)
-	-	-	0.5%	-	-	<i>L. olivacea</i>	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2010)
0.2%	7.8%	-	-	21.5%	21.5%	<i>L. olivacea</i>	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2010)
1.2%	31.0%	0.5%	2.0%	-	-	<i>D. coriacea</i>	Guirlet <i>et al.</i> (2008)
19.9%	29.0%	21.4%	-	-	9.5%	<i>C. caretta</i>	Sakai <i>et al.</i> (1995)
0.1%	4.0%	2.0%	0.6%	3.3%	22.5%	<i>L. olivacea</i>	Este estudio
0.07%	2.8%	0.9%	0.2%	1.6%	19.0%	<i>L. olivacea</i>	Este estudio

- no determinado, **negritas** transferencia maternal en crías.

La magnitud de la transferencia de metales en orden descendente fue como sigue: Zn (22.5%)>Cu (4.0%)>Ni (3.3%)>Hg (2.0%)> Pb (0.6%)>Cd (0.1%), siendo evidente que los metales esenciales como Zn y Cu fueron transferidos en mayores proporciones por la madre a las crías a través de la puesta de huevos.

Estos metales son requeridos para los procesos fisiológicos del desarrollo embrionario (Gutiérrez-Galindo, 1982; Guitart *et al.*, 1999), en contraste a los metales no esenciales (Ni, Hg, Pb y Cd) que fueron transferidos en una menor proporción, de esta manera se puede considerar que la puesta de huevos no es una ruta importante o muy significativa para la eliminación de metales no esenciales, hecho que se presenta en *L. olivacea* y coincide con los resultados obtenidos en otros estudios realizados con *D. coriacea* y *C. caretta* (Sakai *et al.*, 1995, Guirlet *et al.*, 2008).

Asumiendo que la yema y la clara son las fracciones del huevo que se metabolizan y dan lugar al embrión que luego se convierte en las crías, es de esperar que la carga de cada metal analizado en la yema y la clara se refleje finalmente en la carga de las crías. A partir de las concentraciones de cada metal en las crías se hizo un cálculo de la carga de cada metal y este fue expresado por individuo (para cada metal) y se multiplicó por 221 que es en promedio el número de huevos que pone una hembra adulta por temporada (Márquez *et al.*, 1976; Lutz y Musick, 1991). De esta manera se hizo un cálculo de nuevo de la transferencia maternal de los metales, que en realidad este último es el que representa la transferencia neta de metales de las madres a las crías, pues el cascarón que contienen una cierta cantidad de dichos metales no es finalmente incorporado a las crías (Tabla 14).

Cuando se comparan las transferencias individuales de cada metal vía la crías, se observaron claras diferencias que ciertamente siguen un orden decreciente igual al de los huevos pero con un menor porcentaje relativo (Zn (19.0%)>Cu (2.8%)>Ni (1.6%)> Hg (0.9%)>Pb (0.2%)>Cd (0.07%). Este menor porcentaje obviamente resulta de las pérdidas de cada metal asociadas con el cascarón. De manera similar a los huevos, se encontró que el porcentaje de los metales esenciales (Cu y Zn), fue alto, como se mencionó anteriormente, debido a que son indispensables para el desarrollo embrionario (Gutiérrez-Galindo, 1982, Guitart *et al.*, 1999). Por su parte, los metales no esenciales (Cd, Hg, Pb y Ni) fueron transferidos en porcentajes mínimos. Cuando se comparan los

porcentajes de transferencia maternal de la madre a través de los huevos y finalmente a través de las crías, se observa, como es de esperar un mismo patrón relativo entre los seis metales estudiados (Fig 14). Por otra parte, se tiene que los porcentajes transferidos de metales a las crías son siempre menores que los transferidos a los huevos. Estos resultados son relevantes para el estudio de los metales y la transferencia maternal de los mismos en tortugas marinas; es posible predecir, en escenarios de contaminación, tal transferencia de madres con altos niveles a las crías.

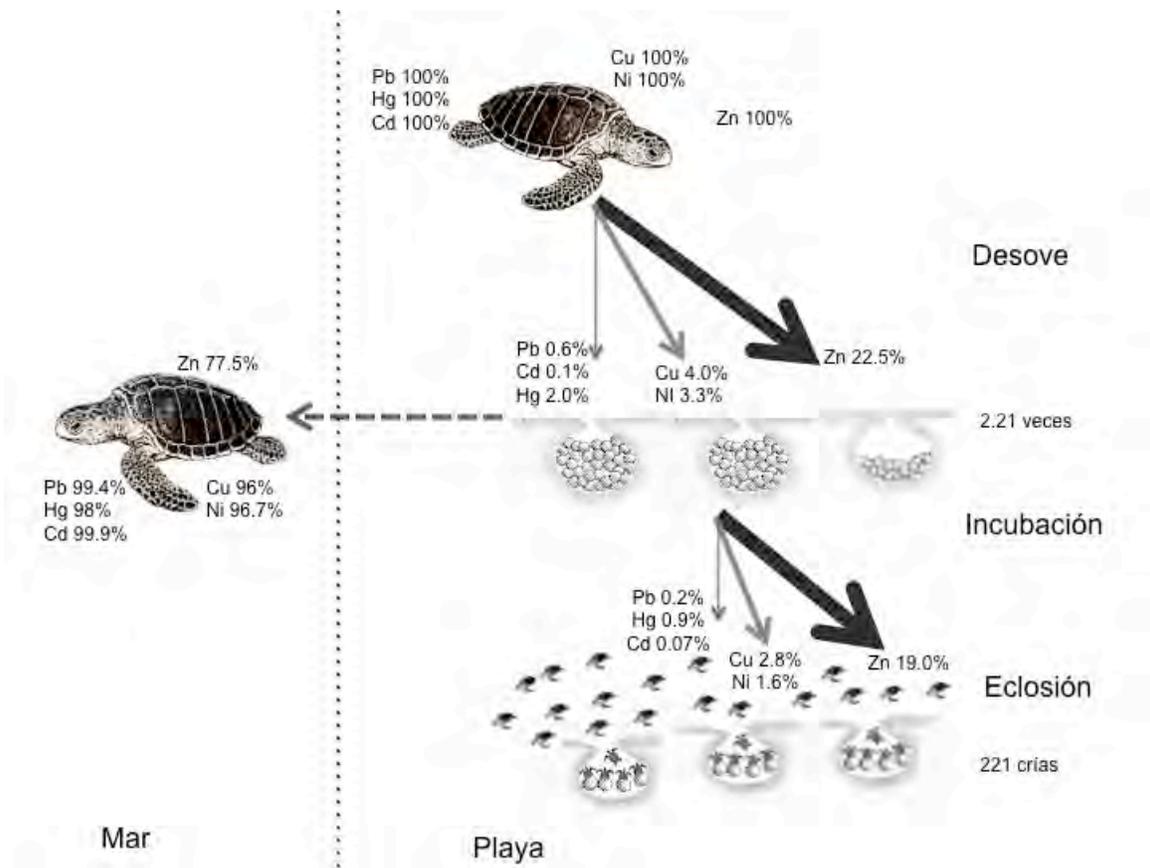


Figura 14.- Transferencia maternal de metales pesados, el grosor de las líneas refleja la magnitud de transferencia de los metales.

Factor de riesgo o ingesta provisional tolerable semanal (PTWI)

Se calculó la PTWI para el Hg en los huevos de tortuga golfina ya que en nuestro país el consumo de este producto no ha podido ser erradicado y representa un riesgo para la salud de los consumidores y desde luego es una amenaza para las poblaciones de la tortuga golfina. Las personas que incluyen en su dieta huevos de tortuga o carne de la misma pudieran ingerir cantidades significativas de diversos contaminantes y así llegar a ser riesgosas para ellos. Sin embargo, no hay registros de toxicidad en hombres o animales a partir del consumo de huevos y carne de tortuga (Alonso-Aguirre *et al.*, 2006). Existen poblaciones étnicas y/o regionales que consumen grandes cantidades de tortugas y sus derivados lo cual lleva a una ingesta de Hg y otros componentes. Aunque tampoco se han observado efectos adversos para la salud de estas personas (Clifton *et al.*, 1982; Figueroa *et al.*, 1992). Para evitar los efectos adversos en la salud de las personas la PTWI debe de estar por debajo de 0.005 mg Hg/kg peso corporal (IPCS, 2009). Si asumimos que el peso promedio de la población de la región en hombres es de 70 kg y en mujeres 60 kg (Soto-Jiménez *et al.*, 2010) entonces el PTWI sería de 0.35 mg y 0.30 mg de Hg para hombres y mujeres, respectivamente. Por tanto, tomando en cuenta la concentración del Hg en la yema y clara obtenidas en este estudio, así como el peso promedio de un huevo y sus fracciones que son consumidas, tenemos, que un hombre y una mujer adulta requerirían consumir un total de 140 y 120 huevos semanalmente para de esa manera rebasar la PTWI y poner en riesgo su salud.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

1. La población anidadora de la costa sur de Sinaloa presentó características biométricas ligeramente diferentes en comparación con las poblaciones de *L. olivacea* del sur del país; siendo más pequeños tanto el ancho curvo y el largo curvo, lo cual se puede deber al grado de madurez o desarrollo de las hembras anadoras, así como a su conducta durante la alimentación en las distintas áreas de distribución de esta especie.
2. En el tejido sanguíneo de tortuga golfina proveniente de la costa sur de Sinaloa los niveles promedio de metales (en $\mu\text{g/g}$ con base a peso seco) fueron: Cu, 6.7 ± 0.3 ; Zn, 67.9 ± 3.4 ; Cd, 8.8 ± 0.3 ; Pb, 1.9 ± 0.2 ; Ni, 1.6 ± 0.3 , mientras que el Hg se encontró por debajo del límite de detección ($0.09 \mu\text{g/g}$).
3. Las concentraciones promedio de metales pesados (en $\mu\text{g/g}$ con base a peso seco) en el huevo completo de *L. olivacea*, fueron: Cu, 57.8 ± 48.5 ; Zn, 51.0 ± 85.7 ; Cd, 0.3 ± 0.3 ; Pb, 5.6 ± 8.3 ; Hg, $0.5\pm 0.6 \mu\text{g/g}$; y Ni, 3.9 ± 3.1 .
4. La carga porcentual de metales pesados en los componentes analizados presentaron el siguiente patrón en cascarón: $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Hg} > \text{Zn}$, en la clara $\text{Pb} > \text{Ni} \geq \text{Cu} > \text{Cd} \geq \text{Hg} > \text{Zn}$, y en la yema $\text{Zn} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Pb}$.
5. Se encontró una correlación lineal negativa entre el contenido de Zn en sangre de las hembras de tortuga golfina y el LCC, lo que indica que entre más grandes son las hembras, el contenido de Zn en la sangre disminuye.
6. La correlación lineal entre el contenido de metales en sangre y las diferentes fracciones del huevo analizadas no fueron significativas ($p > 0.05$), excepto para la concentración de Pb en la sangre versus la concentración de Pb en clara.
7. Tomando en cuenta la normatividad internacional y nacional sobre los límites máximos permisibles, las concentraciones encontradas de los

- metales en la sangre y las fracciones del huevo, en general, no rebasaron tales límites, con excepción del Pb y Cu en el cascarón. Sin embargo, esto no representa un riesgo a la salud de la población humana ya que el cascarón no es consumido.
8. De acuerdo a los resultados la población de *L. olivacea* de la costa sur de Sinaloa, presenta fluctuaciones de los niveles de metales pesados dependiendo del tejido involucrado y la fracción del huevo analizada.
 9. La transferencia maternal estimada a través de las hembras anidadoras y los huevos y crías, presentó el siguiente patrón Zn>Cu>Ni>Hg> Pb >Cd de tal manera se sugiere que la puesta de huevos constituye una vía de eliminación importante para la excreción de los metales esenciales y no así para los metales no-esenciales analizados en este trabajo.
 10. De acuerdo a las concentraciones de Hg en huevos la ingesta provisional tolerable semanal sería, de 140 huevos para los hombres y 120 huevos para las mujeres. Lo cual constituye una cantidad muy elevada para el consumo humano, y por lo tanto no existe riesgo por consumo moderado.
 11. La extracción de sangre y huevo en tortuga marina son técnicas no invasivas deseables para el estudio de la fauna silvestre amenazada o bajo status de protección, debido a que son relativamente fáciles de trabajar y pudieran llegar a ser efectivos para determinar la concentración de metales pesados que a su vez nos indique la condición de salud del organismo.
 12. Debido a su situación de especies en riesgo y en peligro de extinción, las tortugas marinas son de importancia tanto a nivel local como internacional, por ello se recomienda continuar con estudios que permitan esclarecer el estado de salud de las poblaciones silvestres y la relación de éstas con los pobladores asentados en las costas y que son consumidores del recurso, además de ser buenos indicadores de la

calidad del medio ambiente por ser especies biomonitores con algunos atributos favorables.

BIBLIOGRAFIA

- Ackman, R. G., Hooper, S. N., Frair, W. 1971. Comparison of the fatty acid compositions of depot fats from fresh-water and marine turtles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 40:331-344.
- Aguirre, A. A., Gardner, S. C., Marsh, J. C., Delgado, S. G., Limpus, C. J., Nichols, W. J. 2006. Hazards associated with the consumption of sea turtle meat and eggs: A review for health care and the general public. *EcoHealth* 3:141-153.
- Alonso-Aguirre, A., Gardner, C. S., Marsh, C. J., Delgado, G. S., Limpus, J. C., Nichols, J. W. 2006. Hazards Associated with the consumption of sea turtle meat and eggs: A review for Elath care workers and the general public. *EcoHealth*, 3:141-153.
- Alvarado, D. T., Delgado T. C. 2005. Tortugas marinas de Michoacán, historia natural y conservación. Morelia, Michoacán, México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- André J. M., Ribeyre F., Boudou. 1990. Mercury contamination levels and distribution in tissues and organs of delphinids (*Stenella attenuata*) from the Eastern Tropical Pacific, in relation to biological and ecological factors. *Marine Environmental Research* 30:43-72.
- Andreani G., Santoro M., Cottignoli S., Fabbri M., Carpené E., Isani G. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Science of the Total Environment* 390:287-294.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2007. Estudios de Caso en Medicina Ambiental (CSEM) La toxicidad del plomo ¿Dónde se encuentra el plomo? 23 de enero 2009. www.atsdr.cdc.gov/es/csem/plomo/es_pb-fuente.html.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2008. ToxFAQs™ Cinc (Zinc) 23 de enero 2009. www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/es_tfacts60.html.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. agosto 2005 resumen de salud publica Níquel 2007. www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs15.html
- Bjorndal, K. A. 1997. Foraging ecology and nutrition of the sea turtles. En: P. L. Lutz y J. A. Musick (Eds). *The biology of the sea turtles*. CRC Press, United States of America. Pp. 199-231.

- Bolten, A. B. Técnicas para la medición de tortuga marinas, 2000. K. L. Eckert, K, A Bjorndal, F.A Abreu-Gobrois, M Donnelly (Eds). Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas. UICN/CSE Grupo Especial en Tortugas Marinas Publicación No. 4, (Traducción al español) 126-131 pp.
- Briseño-Dueñas, R. 2002. Las tortugas marinas de Sinaloa. En: Atlas de la Biodiversidad de Sinaloa. 353-365 pp.
- Carranza, C.C., Maldonado, M. D., Romero, L. C. 2004. Impacto ambiental en sedimentos marinos superficiales por residuos líquidos industriales y urbanos. Inst. Investig. Fac. Minas metal cienc. Geogr. 7 (14):15-22
- Castro-González M. I., Méndez-Armenta M. 2008. Heavy metals: Implications associated with the fish consumption. Environmental Toxicology and Pharmacology. 26:263-271.
- Christian, G. D. 1980. Analytical Chemistry, 3rd edition, John Wiley and Sons, Canada, 643pp.
- Clifton, K., Cornejo, D.O., Felger, R. 1982. Sea turtles of the Pacific coast of Mexico. Biology and Conservation of the sea turtles, Bjorndal K editor, Washinton, DC: Smithsonian Institution Press. 199-209 pp.
- Courant, F., Bustamante, P., Bordes, M., Miramand, P. 1999. Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. Marine Pollution Bulletin. 38 (12):1085-1091.
- Day, R. 2003. Mercury in longgerhead sea turtles, *Caretta caretta*: Developing monitoring strategies, investigating factors affecting contamination, and assessing health impacts. Tesis de maestria. College of Charleston, South Carolina, USA. 145 pp.
- Day, R. D., Chistopher, S. J., Becker, P. R., Whitaker, D. W. 2005. Monitoring mercury in the longgerhead sea turtle, *Caretta caretta*. Environmental Science and Technology, 39:437-446.
- DIRECTEMAR. 2007. Origen antrópico y efectos biológicos adversos de los parámetros críticos y variables. 22 de enero 2009. www.directmar.cl
- Dreher, G. B., Follmer, L. R. 2004. Mercury contents of Illinois soils. Water, Air and Soil Pollution, 156:299-315.
- Figuroa, A., Alvarado, J., Hernández, F., Rodriguez, G., Robles J. 1992. Population Recovery of the sea turtles of Michoacan, México: An Integrated

Conservation Approach. Universidad de Michoacan, Morelia, Michoacan, México.

Förstner, U., Wittman, G. T. W. 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Sprigerverlag, New York, USA. 31-57.

Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., Ruiz-Tellez, A., Quintero-Álvarez, J. M., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G., Voltolina, D. 2006 Heavy metals in the tissues of the sea turtle *Lepidochelys olivacea* from nesting site of the northwest coast of México. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 77:179-185.

Furnes, R. W., Rainbow, P. S. 1990. Heavy metals in the marine environment. CRC Press Inc. Boca Ratón, Florida, United States of America. 586 pp.

Gaetke, L.M., Chow C.K. 2003. Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. Toxicology 189:147-163.

García-Fernández A.J., Gómez-Ramírez P., Martínez-López E., Henrández-García A., María-Mojica P., Romero D., Jiménez J., Castillo J.J., Bellido J.J. 2009. Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). Ecotoxicology and Environmental Safety (72): 557-563.

García-Rico, L., Robles-Burgeño M.R., Valenzuela-Soto E.M. 1999. Las metalotioneínas y su relación con la toxicidad del cadmio en los mamíferos. Revista internacional de contaminación ambiental 15 (2):113-120.

Gardner, S. C., Fitzgerald, S. L., Vargas, B. A., Rodriguez, L. M. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. Biometals, 19 (1):91-99.

Godley, B. J., Thompson, D. R., Furness, R. W. 1999. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea?. Marine Pollution Bulletin 38 (6):497-502.

Gordon, A.N., Pople, A. R., Ng, J. 1998. Trace metal concentrations in livers and kidneys of sea turtles from south-eastern Queensland, Australia. Marine Freshwater Research 49 (5): 409-414.

Goyer, R.A. 1997. Toxic and essential metal interactions. Annual Review of Nutrition 71:52-59.

Guirlet, E., Das, K., Girondot, M. 2008. Maternal transfer of trace elements in Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. Aquatic Toxicology 88 (4):267-276.

- Guitart, R., Martínez-Silvestre, A., Guerrero, X., Mateo, R. 1999. Comparative study on the fatty acid composition of two marine vertebrates: striped dolphins and loggerhead turtles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B*, 124: 439-443.
- Gutiérrez-Galindo, E. A. 1982. Comentario sobre el metabolismo de metales pesados en organismos marinos. *Ciencias Marinas* 8 (1): 134-138.
- Guyton, A. C. 1977. *Tratado de fisiología médica*. Quinta edición. Nueva Editorial Interamericana, México. 115 pp.
- He, Z.L., Yan E.X., Stoffella P. J. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of trace elements in medicine and biology* 19 (2-3): 125-140.
- Hylander, L.M., Meili, M. 2003. 500 years of mercury production: Global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *Science of the total Environment*, 304 (1-3): 13-27.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety)INCHEM,JECFA-evaluation-MERCURY,http://www.inchem.org/documents/jecfa/jeceval/jec_1373.htm
- Jerez-Silvia, Motas-Miguel, Cánovas-Regulo A, Talavera-Jesus, Almela-Ramón M, Bayón del Río-Alejandro. 2010. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*), from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere* (78):256-264.
- Jarup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68:167-182.
- Kampalat, R., Gardner, S.C., Méndez-Rodríguez, L., Jay JA. 2006. Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. *Marine Pollution Bulletin*, 52:1784-1832.
- Lam, J. C. W., Tanabe, S., Chan, S. K. F., Lam, M. H W., Martin, M., Lam, P. K. S. 2006. Levels of trace elements in green turtle eggs collected from Hong Kong: Evidence of risks due to selenium and nickel. *Environmental Pollution*, 144 (3):790-801.
- Ley-Quiñonez, C., Zavala-Norzagaray, A. A., Espinosa-Carreón, T. L., Peckham, H., Marquez-Herrera, C., Campos-Villegas, L. Aguirre, A. A. 2011. Baseline heavy metals and metalloid values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, México. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (9):1979-1983.

- Ley- Quiñonez, C. P. 2009. Determinación de metales pesados en tortugas marinas del noroeste de México. Tesis de Maestría, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. IPN, 60 pp.
- Lutz P., Musick J.A 1997. The biology of sea turtles. CRC Press (marine science series). Florida, United States of America. 432 pp.
- Libes, S. M. 1992. An introduction to marine biogeochemistry. Jhon Wiley and Sons, Inc. New York, USA. 734 pp.
- Maffuci, F., Caurant, F., Bustamante, P., Bentivegna, F. 2005. Trace elements (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in longgerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (Southern Italy). Chemosphere, 58:535-542.
- Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier applied science publishers LTD. England. 372 pp.
- Margalef-López, R. 1974. Ecología Ediciones Omega, España, 952 pp.
- Márquez, R. 1996. Las tortugas marinas y nuestro tiempo. Fondo de Cultura Económica, México, D. F. 197 pp.
- Márquez, R., Villanueva, A., Peñaflores, C. 1976. Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga golfina *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). Instituto Nacional de Pesca, Mexico. 61 pp.
- Márquez, R., Villanueva, A., Peñaflores, C. Ríos D. 1989. Situación actual y recomendaciones para el manejo de las tortugas marinas de la costa occidental mexicana, en especial la tortuga golfina *Lepidochelys olivacea*. Tortugas Golfina, Laúd, Prieta, Lora, Blanca, Cahuama, y Carey. Compilación 1989. Secretaria de Pesca. 67 pp.
- Meyers-Schöne, L., Walton, B. T. 1994. Turtles as monitors of chemical contaminants in the environment. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 135:93-153.
- Millero J. F. 2006. Chemical oceanography. Third edition. Taylor and Phineas editions USA 496pp.
- Moody, J. R., Lindstrom, R. N. 1997. Selection and Cleaning of plastic containers for storage of trace elements samples. Analytical Chemistry 49:2264-2269.
- Mora-Castro, R., Chaves-Quiros, A., Herrera-Ramírez, C. 1997. Composición química del huevo de la Tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) y evaluación de su calidad física y mrobiológica durante su almacenamiento. Reviteca, 6: 10-19.

- Newman, M. C., Unger M. A. Fundamentals of ecotoxicology. Lewis Publishers, 2a ed., USA, 2003, 458 pp.
- Nichols, W. J. 2003. Biology and conservation of sea turtles in Baja California, México. The University of Arizona. 488 pp.
- Özdilek, H. G. Özdilek, S. Y. 2007. Impact of corrosive trace elements on sea turtle eggs during embryonic growth. Asian Journal of Chemistry 19(1): 807-809.
- Páez-Osuna, F. 1999. Contaminación por metales en las costas de México. Ciencia y Desarrollo, XXV 149:68-73.
- Páez-Osuna, F., Calderón-Campuzano, M. F., Soto-Jiménez, M. F., Ruelas-Inzunza, J. R. 2010. Lead in blood and eggs of the sea turtle *Lepidochelys olivacea*, From the Eastern Pacific: Concentration, isotopic composition and maternal transfer. Marine Pollution Bulletin 60: 433-439.
- Páez-Osuna, F., Calderón-Campuzano, M. F., Soto-Jiménez M. F., Ruelas-Inzunza, J. R. 2010. Trace metals (Cd, Cu, Ni and Zn) in blood and eggs of the sea turtles *Lepidochelys olivacea* from a nesting colony of Oaxaca, Mexico. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 59:632-641.
- Páez-Osuna, F., Calderón-Campuzano, M. F., Soto-Jiménez, M. F., Ruelas-Inzunza, J. R. 2011. Mercury in blond and eggs of the sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting colony in Oaxaca, México. Marine Pollution Bulletin, 62:1320-1323.
- Páez-Osuna, F., Frías- Espericueta, M. G. 2001. Bioacumulacion, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos. En: F. Páez-Osuna (Ed). Camaronicultura y Medio Ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 244-270 pp.
- Petrou-Ikonomopoulou M., Olszowy M. H., Bradley J. A. The effect of organochlorines and heavy metals on sex steroid-binding proteins in vitro in the plasma of nesting green turtles, *Chelonia mydas*. J. Comp Physiol B 179:653-662.
- Ruelas-Inzunza, J. R., García-Rosales S. B., Páez- Osuna F. 2004. Distribution of mercury in adult panameid shrimps from Altata-Ensenada del Pabellon lagoon (SE) Gulf of California. Chemosphere, 57: 1657-1661.
- Reuelta-Cortés, A. 1995. Biodisponibilidad espacio-temporal de metales traza (Ag, Cd, Cu y Mn) en zonas de surgencia costera. FCM Universidad de Baja California, México.

- Sahoo, G. Mohapatra, B. K., Mohanty-Hejmadi, P.1996. Ultrastructure and characteristics of eggshells of the olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) from Gahimatha, India. *Acta Anatomica*, 156 (4):261-267.
- Sahoo, G. Sahoo, R. K., Mohanty-Hejmadi, P. 1996. Distribution of heavy metals in the eggs and hatchlings of olive Ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea*, from Gahirmatha, Orissa. *Indian Journal of Marine Sciences*, 25:371-372.
- Sanfeliu, C. J., Sebasti a, R., Cristofol., Rodríguez- Farr , E. 2003. Neurotoxicity of organomercurial compounds. *Neurotoxicological Research*, 5 (4):283-305.
- Sakai, H., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tatsukawa, R. 1995. Heavy metals monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin* 30 (5): 347-353.
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabes, S., Tatsukawa, R. 2000. Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. 40 (8): 701-709.
- Schroeder, W. H., Munthe, J. 1998. Atmospheric mercury: An overview. *Atmospheric Environment*, 32: 809-822.
- Soto-Jiménez M.F., Amezcua F., González-Ledezma R. 2010. Non essential metals in striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the southwest Gulf of California: concentration and assessment of human risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 58 (3): 810-818.
- Soto-Jiménez M.F., Flegal A.R. 2009. Origin of lead in the Gulf of California, ecoregion using stable isotope analysis. *Journal of Geochemical Exploration*. 101 (3): 209-217.
- Stoneburner, D. L., Nicora, M. N., Blood, R. 1980. Heavy metals in loggerhead sea turtles eggs (*Caretta caretta*): Evidence to support the hypothesis that demes exist in the western Atlantic population.
- Storelli, M. M., Marcotrigiano, G. O. 2003. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 46:397-400.
- Storelli, M. M., Storelli, A., D'Addabbo, R., Marano, C., Bruno, R. Marcotrigiano, G. O. 2005. Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation. *Environmental Pollution*, 135:163-170.
- Storelli, M. M., Ceci, E., Marcotrigiano, G. O. 1998. Distribution of heavy metals residues in some tissues of *Caretta caretta* specimen beached along the

Adriatic sea (Italy). Bulletin of Environmental Contamination and toxicology 60:546-552.

Takesue, K. R., Van Geen, A. 2002. Nearshore circulation during upwelling inferred from the distribution of dissolved cadmium off the Oregon coast. Limnology and Oceanography, 47(1):176-185.

Takesue, K. R., Van Geen, A., Carriquiry, D. J., Ortiz, E., Godínez-Orta, L., Granados, I., Saldívar, M., Ortlieb, L., Escribano, R., Guzman, N., Castilla, J. C., Varas, M., Salamanca, M., Figueroa, C. 2004. Influence of coastal upwelling and El Niño–Southern Oscillation on nearshore water along Baja California and Chile: Shore-based monitoring during 1997–2000. Journal of Geophysical Research. 109:1-14

Tan F., Wang M., Wang W., Alonso-Aguirre A., Lu Y. Validation for four heavy metals using cell line derived from a green sea turtle (*Chelonia mydas*). Cell Biol Toxicol 26:255-263.

Thompson, D. R. 1990. Metal levels in marine vertebrates. En Furness, R.W., Rainbow, P. S. 1990. Heavy metals in the marine environment. CRC, press, 256.

Valiela, I. 2006 Global Coastal Change. Blacwell publishing, USA, 367 pp.

Van Geen, A., Luoma, N., Fuller, C. C., Anima, R., Clifton, H. E., Trumbore, S. 1992. Evidence from Cd/Ca ratios in foraminifera for greater upwelling off California 4,000 years ago. Nature, 358 (6381):54-56.

Van de Merwe J. P., Hodge M., Olszowy H. A., Whinttier J. M., Lee Y. S. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtle (*Chelonia mydas*). Marine Pollution Bulletin 60:579-588.

Vázquez, G. F., Reyes, M. C., Fernández, G., Aguayo, J. E., Sharma, V. K. 1997. Contamination in marine turtle (*Dermochelys coriacea*) egg shells of Playón Mexiquillo, Michoacán, México. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 58:326-333.

Wang, W. X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. Marine Ecology Progress Series, 243:295-309.

WHO (World Health Organization). 1982. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Joint FAO/WHO expert committee on food additives (JECFA).

Wolfe, M., Schwarzbach, S., Sulaiman, R. A. 1998. Effects of mercury on wildlife:A comprehensive review. Environmental Toxicology and Chemistry, 17 (2):146-160.

Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. 4th edición. Prentice Hall, New Jersey. USA. 663 pp.