



Universidad Veracruzana

# UNIVERSIDAD VERACRUZANA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS

Campus Tuxpan

---

---

Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros

**Determinación de mercurio en huevos, plasma y su efecto sobre la nidada de *Lepidochelys kempii* en Veracruz, México**

**TESIS**

**Que para obtener el título de:**

**MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS**

**P R E S E N T A:**

**Ing. en Recursos Marinos y Costeros con Énfasis en Biología Marina**

**Ozzy Sebastian Vásquez Bultrón**

**Director:**

**Dr. Jorge E. Morales Mávil**

**Co-Director:**

**Dr. Arturo Serrano Solís**

**Asesor:**

**Dr. Roldán A. Valverde**

Tuxpan, Veracruz

2016

Tuxpan de Rodríguez Cano, Veracruz 2 de agosto 2016

La presente Tesis titulada "Determinación de mercurio en huevos, plasma y su efecto sobre la nidada de *Lepidochelys kempii* en Veracruz, México" realizada por el Ing. Ozzy Sebastian Vásquez Butrón, ha sido aprobada y aceptada para poder llevar a cabo la solicitud de fecha de examen para obtener el grado de:


**MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS**



---

Dr. Jorge E. Morales Mávila

DIRECTOR



---

Dr. Arturo Serrano Solís

CODIRECTOR

Tuxpan de Rodríguez Cano, Veracruz 2 de agosto 2016

La presente Tesis titulada "Determinación de mercurio en huevos, plasma y su efecto sobre la nidada de *Lepidocheilys kempfi* en Veracruz, México" realizada por el Ing. Ozzy Sebastian Vásquez Butrón, Bajo la dirección del Dr. Jorge E. Morales Mávil y con la Codirección del Dr. Arturo Serrano Solís ha sido aprobada y aceptada para poder llevar a cabo la solicitud de fecha de examen para obtener el grado de:

MAESTRO EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

---

Celina Naval Ávila M.Sc.

LECTOR

---

Dra. Ilana de Carmen Daniel Rentería

LECTOR

---

José Julio Casas Maldonado M. Sc.

LECTOR

## AGRADECIMIENTOS

Gracias Dios por permitirme conocer este hermoso país y concluir satisfactoriamente el presente trabajo de investigación.

Seguidamente a mi madre Lucia Graciela Bultrón, por el apoyo incondicional y por alentarme a seguir siempre superándome. Mil gracias por brindarme tu amor de madre.

Al Dr. Jorge E. Morales Mávil, por la confianza brindada al aceptar ser mi director de tesis, por el apoyo y los buenos consejos que permitieron concluir con este proyecto.

Igualmente a mi co-director, al Dr. Arturo Serrano Solís, por sus observaciones y sugerencias.

De Igual manera a mi asesor externo, el Dr. Roldan Valverde, por sus valiosas recomendaciones.

A Jazmín Cobos Silva *M. Sc.* por su incondicional ayuda, la cual contribuyó en mi formación personal y académica.

A mi comité evaluador, el cual estaba conformado por la maestra Celina Naval Ávila y la Dra. Ileana del Carmen Daniel Rentería.

A José Julio Casas Maldonado *M. Sc.*, por ser mi lector externo y sus valiosos consejos.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de este posgrado, con No. de becario 337177.

Al señor Fernando Manzano conocido como “Papá tortuga” y a su equipo de trabajo, especialmente para el señor Moisés conocido como La changa, por las buenas atenciones brindadas durante la estancia en el campamento tortuguero Vida Milenaria.

De la misma manera, a los dirigentes del Campamento tortuguero Santander y a los bellos pobladores de esta localidad por su cálida hospitalidad.

Al Dr. Federico Páez Osuna, por abrirme las puertas de su laboratorio en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sinaloa, México.

Al químico Humberto Bojórquez-Leyva y la Dra. Magdalena Elizabeth Bergés Tiznado, por su ayuda en los análisis de laboratorio.

A todos los compañeros tanto de maestría, como los de oficina en el instituto de Neuroetología en Xalapa, por su apoyo y la amistad brindada.

Mil gracias a todas las personas que me brindaron su amistad y ayudaron a la realización de este proyecto.

## DEDICATORIA

Primero, a Dios y Seguidamente, a mi madre Lucia Bultrón y a mi abuela Italina Bultrón, sin lugar a dudas, artífices de mis logros, consejeras, críticas y quienes, con sólo su presencia aunque en la distancia, evitaron mis errores y contribuyeron a mi éxito.

Con cariño...  
Ozzy Sebastian Vásquez Bultrón

## RESUMEN

El mercurio (Hg) es considerado un importante contaminante del medio marino. Dicho metal tiene efectos negativos en la reproducción de los organismos, sin embargo, poco es conocido sobre las concentraciones y los efectos de Hg en las poblaciones anidantes en tortugas marinas. El objetivo de este trabajo es conocer la concentración de Hg en huevos y plasma de tortuga *Lepidochelys kempii* y su efecto sobre el tamaño de la nidada en playas del estado de Veracruz. El estudio se realizó en playa Tecolutla y Santander, durante la temporada de anidación 2015. Se colectaron datos morfométricos como largo y ancho (ACC) curvo del caparazón, largo y ancho recto del caparazón, largo hocico-cloaca y el peso de las hembras. Además, se colectaron muestras de sangre para la posterior extracción de plasma. Seguidamente de los nidos se extrajeron dos huevos, a los cuales se midió el diámetro y posteriormente fueron pesados. En Tecolutla se colectaron muestras de 10 tortugas mientras que en Santander solamente de seis. El diámetro de los huevos fue significativamente mayor en Tecolutla con respecto a Santander. Por otro lado, las concentraciones de mercurio en las dos playas no sobrepasaron los 0.009 ug/g. Sin embargo, en la playa de Tecolutla se encontró una relación positiva entre el Hg en plasma con ACC, con el peso de los huevos y con Hg en huevos. Por otra parte, el Hg de los huevos no superaron los 0.133 ug/g. Estos niveles se relacionaron positivamente con el ACC y con el Hg en plasma en la playa de Tecolutla. Por lo que podemos decir que las concentraciones de Hg encontradas en hembras anidantes del estado no se relacionan con el tamaño de la nidada depositada por las tortugas, dichas concentraciones son bajas, por ende las poblaciones estudiadas no presentan contaminación por Hg.

**Palabras clave:** Contaminación, mercurio, *L. kempii*, plasma, huevos, tortuga Lora y Golfo de México.

## ÍNDICE

|        |   |    |
|--------|---|----|
| I.     | Introducción .....                                      | 1  |
| II.    | Antecedentes .....                                      | 5  |
| 2.1.   | Mercurio en el Golfo de México.....                     | 5  |
| 2.2.   | Efecto del Mercurio en Animales.....                    | 7  |
| 2.3.   | Efecto del mercurio en tortugas .....                   | 11 |
| III.   | Objetivo General .....                                  | 15 |
| 5.1.   | Objetivo Específicos.....                               | 15 |
| IV.    | Metodología .....                                       | 16 |
| 5.2.   | Área de estudio .....                                   | 16 |
| 5.3.   | Especie a estudiar.....                                 | 17 |
| 5.4.   | Colecta de muestras .....                               | 18 |
| 5.3.1. | Extracción de sangre .....                              | 19 |
| 5.3.2. | Datos morfométricos .....                               | 19 |
| 5.3.3. | Conteo de huevos .....                                  | 23 |
| 5.5.   | Análisis en laboratorios .....                          | 24 |
| 5.4.1. | Análisis de plasma.....                                 | 24 |
| 5.4.2. | Análisis de huevos.....                                 | 25 |
| 5.6.   | Análisis estadístico.....                               | 26 |
| V.     | Resultados .....  | 27 |
| 6. 1   | Medidas morfométricas.....                              | 27 |
| 6. 2   | Concentración de Hg en plasma de las hembras anidando.. | 34 |
| 6. 3   | Concentración de Hg en huevos.....                      | 35 |
| VI.    | Discusión .....   | 39 |
| VII.   | Conclusiones.....                                       | 52 |
| VIII.  | Aplicación práctica .....                               | 53 |
| IX.    | Bibliografía .....                                      | 56 |
| X.     | Anexo.....  | 71 |



## Índice de Cuadros

|   |    |
|---|----|
| Cuadro 1. Morfométricas (promedios $\pm$ desviación estándar; intervalo) de hembras de <i>L. kempii</i> en las playas de estudio. ARC= ancho recto del caparazón, LRC= largo recto del caparazón, ACC= ancho curvo del caparazón, LCC= largo curvo del caparazón, ACA= ancho de la cabeza, LCA= largo de la cabeza, LHC= largo hocico-cloaca, PT= peso de la tortuga, TN= tamaño de nidada (número de huevos ovopositados) * diferencia no significativa, ** diferencia significativa. .... | 29 |
| Cuadro 2. Promedio $\pm$ desviación estándar de concentraciones de Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en plasma de tortuga lora en los dos sitios de muestreo. ....   | 38 |
| Cuadro 3. Promedio $\pm$ desviación estándar de concentraciones de Hg en huevos reportadas en los sitios de muestreo y en las tortugas muestreadas ( $\mu\text{g/g}$ ).....   | 38 |
| Cuadro 4. Comparación de promedios $\pm$ desviación estándar de las concentraciones de Hg en huevos reportadas en diferentes especies de tortugas marinas ( $\mu\text{g/g}$ ). ....   | 50 |
| Cuadro 5. Comparación de promedio $\pm$ desviación estándar de las concentraciones de Hg en huevos reportadas en diferentes especies de tortugas marinas ( $\mu\text{g/g}$ ). ....  | 51 |

## Índice de Figuras

|  |    |
|--|----|
| Figura 1. Ubicación de los campamentos tortugueros donde se obtendrán las muestras de tortuga lora en el estado de Veracruz..... | 17 |
| Figura 2. Medida del largo recto del caparazón y ancho recto del caparazón. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).....            | 20 |
| Figura 3. Medida del ancho curvo del caparazón. Tomada de Chacón <i>et al.</i> (2007).....                                       | 21 |
| Figura 4. Medida de la longitud hocico-cloaca en tortugas marinas. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).....                     | 22 |
| Figura 5. Medida de la longitud de la cabeza de la tortuga. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).....                            | 22 |
| Figura 6. Medida del ancho de la cabeza en tortugas marinas. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).....                           | 23 |
| Figura 7. Forma de pesar a una tortuga. Tomada de Chacón <i>et al.</i> , (2007)....  | 23 |
| Figura 8. Diferencias en el diámetro de los huevos entre los sitios de muestreos.....  | 30 |
| Figura 9. Relación entre el peso del huevo (g) con el ancho curvo de la tortuga (cm) en playa Tecolutla. ....                    | 31 |
| Figura 10. Relación entre el peso de la hembra (Kg) con el largo curvo (cm) en playa Tecolutla. ....                             | 31 |
| Figura 11. Relación entre el peso del huevo (g) con el diámetro del huevo (cm) en playa Tecolutla. ....                          | 32 |
| Figura 12. Relación entre el peso de las hembras (kg) con ancho recto del caparazón (cm) en playa Santander. ....                | 33 |
| Figura 13. Relación entre el tamaño de la nidada con largo hocico-cloaca (cm) en playa Santander. ....                           | 33 |
| Figura 14. Relación entre el diámetro de los huevos (cm) con peso de la hembra (kg) en playa Santander.....                      | 34 |
| Figura 15. Relación entre Hg en el plasma ( $\mu\text{g/g}$ ) con peso de los huevos (g), en playa Tecolutla. ....               | 36 |
| Figura 16. Relación entre el Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en el plasma con ancho recto del caparazón (cm), en playa Tecolutla. ....    | 36 |
| Figura 17. Relación entre el Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en el huevo con ancho recto del caparazón (cm), en playa Tecolutla. ....     | 37 |
| Figura 18. Relación entre el Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en el huevo con el ancho recto del caparazón (cm), en playa Tecolutla. ....  | 37 |

## I. INTRODUCCIÓN

Entre los factores que causan la disminución de las poblaciones de tortugas marinas se puede mencionar la captura de hembras, el saqueo de nidos (Gardner y Nichols, 2001), la depredación de huevos y crías por parte de animales domésticos (Alvarado y Delgado, 2005), la captura incidental y dirigida de adultos y juveniles en el océano (Spotila, 2004), la infraestructura establecida en zonas costeras y el turismo (Briseño-Dueñas, 2002; Alvarado y Delgado, 2005), la iluminación costera (Lagueux *et al.*, 2005) y la contaminación (Carranza *et al.*, 2004; Wilcox y Aguirre, 2004; Aguirre *et al.*, 2006). Esta última es una amenaza latente en los ecosistemas marinos, debido a la constante introducción de contaminantes como consecuencia de las actividades humanas (Kennish, 1997).

Entre los muchos contaminantes del ambiente marino se encuentra el mercurio (Hg) (USEPA, 2001). Este es un elemento no esencial para la vida y fue utilizado en varias culturas dentro de actividades agrícolas y en tratamientos médicos (D'itri y D'itri, 1978; Sunderman, 1988). Sin embargo, fue hasta el siglo XVI cuando el francés Jean Fernel fue el primero en describir los efectos negativos que este metal causa a la salud (Goldwater, 1972).

Aunque el mercurio se encuentra de forma natural en el ambiente (Campbell *et al.*, 2005), en concentraciones altas es considerado un importante contaminante del medio marino (Facemire *et al.*, 1995), y con efectos negativos

para los organismos (Doadrio-Villarejo, 2004). Al ser ingerido, este metal tiende a bioacumularse, por ende, puede ser trasladado en los niveles tróficos de la presa al depredador y aumentar las concentraciones; a este fenómeno se le conoce como biomagnificación de mercurio (Campos, 1987; Regnell y Ewald, 1997; Gray, 2002).

Existen diferentes formas en las que el mercurio puede ser liberado al ambiente. Entre las fuentes naturales de Hg, se encuentra el vulcanismo, como una de las principales fuentes de incorporación de mercurio a la atmósfera (Ramírez *et al.*, 2004). En México, el Nevado de Colima y el Popocatepetl presentan actividad reciente con un aporte de 440 kilos de mercurio al año aproximadamente. Sin embargo, existen fuentes no naturales asociadas a actividades humanas como, descargas de aguas negras a mantos acuíferos y residuos agropecuario (Wendroff, 1990), actividades industriales como la minería, las plantas de cloro-álcali, y la industria petroquímica, entre otras. Estas actividades liberan, además de Hg, otros metales pesados (Ramírez *et al.*, 2004).

El Golfo de México es una zona con intensa actividad petroquímica sobre todo de exploración, explotación y transporte de petróleo (Gold-Bouchot *et al.*, 1999a; Vázquez-Botello *et al.*, 1994). Pacyna y Pacyna (2002), reportan que la fuente más grande en cuanto a emisiones de Hg no naturales, es la quema de combustible fósil (75%). Por ende, los sedimentos derivados de estas acciones, se manifiestan en regiones costeras donde su concentración es mayor y

aumenta en áreas con alta actividad humanas (Villanueva y Botello, 1992). Sin embargo, la descarga de ríos presenta un aporte importante de hidrocarburos y probablemente de metales pesados (Gold-Bouchot, 2004).

Entre los ríos más importantes en Veracruz se puede mencionar el río Pánuco, con una esorrentía anual de 14,057 mm<sup>3</sup>/año, río Tuxpan con 2,706 mm<sup>3</sup>/año (ambos localizados en el norte del estado), río Tecolutla con 7,342 mm<sup>3</sup>/año, y Nautla con 2,571 mm<sup>3</sup>/año. Estos últimos ríos se localizan en la parte central del estado (Atlas municipal Pánuco, 2011; Atlas municipal Tuxpan, 2011; Atlas municipal Tecolutla, 2011; Atlas municipal Nautla, 2011).

Dichos ríos desembocan cerca de playas que presentan una importante anidación de tortuga lora (*Lepidochelys kempi*), principalmente en la zona norte y centro del estado (Morales-Mávil *et al.*, en prep.). En esta especie como en el resto de las tortugas marinas, la bioacumulación de Hg deriva de la dieta, debido a que estos reptiles se encuentran en un nivel alto de la cadena trófica (Sakai *et al.*, 1995). Además, son animales muy longevos, por lo que se han propuesto como bio-indicadores del estado de los ecosistemas marinos (Kampalath *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2005).

Se sabe que el mercurio tiene efectos en la reproducción de los organismos, puede causar huevos de bajo peso, muerte de embriones, reducción de la cáscara del huevo y baja tasa de eclosión, tanto en aves (Fimreite, 1971; Spann *et al.*, 1972; Heinz, 1974; 1975; 1976a; 1976b; 1979; Barr, 1986; Burger

y Gorchfeld, 1997; Hui *et al.*, 2001; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2007), como en peces (Adam *et al.*, 2003; Cai *et al.*, 2007; Ramírez-Romero *et al.*, 2009). Asimismo, en tortugas se han realizado estudios desde la década de los 70s, en los cuales se ha observado diferentes concentraciones de Hg en tejidos, queratina (Bezerra *et al.*, 2013), sangre (Day, 2003) y huevos (Páez-Osuna *et al.*, 2011; Sakai *et al.*, 1995) de especies como *Dermochelys coriacea*, *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* (Sakai *et al.* 1995, 2000; Van de Merwe *et al.* 2010; Perrault *et al.*, 2011).

Para *L. kempii*, poco se conoce sobre las concentraciones y los efectos de Hg en las poblaciones de las tortugas que están anidado y su progenie. Por lo que, la hipótesis en este trabajo es que las hembras de tortuga lora que anidan en la zona costera del estado de Veracruz, presentan altos niveles de contaminación por Hg. Es por ello, que este trabajo tiene el objetivo de conocer la concentración de Hg en huevos y plasma de tortugas lora en dos playas del estado de Veracruz, y analizar si la presencia de este metal se relaciona con el tamaño de la nidada.

## II. ANTECEDENTES

### 2.1. Mercurio en el Golfo de México

El Golfo de México tiene una extensión de alrededor de 965,606 kilómetros cuadradas (Grupo de Trabajo para la Restauración del Ecosistema de la Costa del Golfo, 2011). Es una zona ambientalmente diversa y rica, que por su particularidad, resulta en una cuenca semi-cerrada (Botello *et al.*, 2005). La zona muestra una gran diversidad de ecosistemas marinos-costeros templados, subtropicales y tropicales (Thrush y Dayton, 2002).

En el norte del Golfo de México, la línea costera y la plataforma continental presentan ambientes de fondo duro como: bancos de coral, escombros de corales, entre otros, a profundidades menores a 40 m (Schroeder *et al.*, 1988; Dufrene, 2005). Sin embargo, presenta ecosistemas dominantes como fondos arenosos y lodo (Kennicutt *et al.*, 1995). Estos lechos marinos se encuentran relacionados conjuntamente con los procesos geoquímicos y la actividad microbacteriana en el sedimento con la producción de MeHg (Eggleton y Thomas, 2004; Wells *et al.*, 2008). Asimismo, se menciona que la atmósfera y el transporte de sedimento en los ríos, son las mayores contribuyentes a la introducción de Hg en los océanos y las plataformas continentales (Balcom *et al.*, 2004; Hammerschmidt y Fitzgerald 2004; Bank *et al.*, 2007).

Considerando que se descargan mil millones de galones de aguas residuales por día en ecosistemas costeros provenientes de los municipios cercanos a la costa (Lewis *et al.*, 2000). Se calculó que aproximadamente entre el 58 a 97% de las costa del norte del Golfo de México están contaminadas con mercurio (USEPA, 1995b). Se reporta Hg en costas de Texas, con oscilación entre 0.32 a 8.2 pm en agua (Stordal *et al.*, 1996), en Luisiana entre 0.06 a 0.08 µg/mL en agua y entre 6.20 y 6.22 µg/g en sedimento (Hamilton *et al.*, 2008), en Florida entre 0.001 a 0.219 µg/g (Kannan *et al.*, 1998). Asimismo, la región del Mississippi muestra elevados niveles de Hg (Wang *et al.*, 2004), siendo los ríos Mississippi y Atchafalaya los principales contribuyentes de Hg inorgánico para áreas directamente frente a la costa de Luisiana (Kennicutt *et al.*, 1995; Rice *et al.*, 2009).

Aunado a lo anterior, las costas del Golfo de México se caracterizan por presentar un creciente desarrollo industrial relativo a la actividad petrolera, lo cual es notorio en los puertos de Brownsville, Corpus Cristi, Houston, Galveston y New Orleans en los Estados Unidos (Villanueva y Botello, 1998). Otra de las fuentes adicionales que podrían influir en el incremento de las concentraciones de Hg, son las plataformas de petróleo y gas, ya que se encuentran cerca de 4.000 que residen en el norte del golfo (Zapp-Sluis *et al.* 2013). En estas plataformas se ha encontrado Hg en sedimentos cercanos a plataformas de perforaciones (Trefry *et al.* 2007; Delaune *et al.*, 2008).



En el sur del golfo, en aguas mexicanas, se presentan actividades relacionadas con la industria petrolera en Tampico-Madero, Altamira, Coatzacoalcos, Minatitlán, Dos Bocas y Ciudad del Carmen (Vázquez-Botello *et al.*, 1994; Villanueva y Botello, 1998; Gold-Bouchot *et al.*, 1999). Entre las actividades petroleras se observa la combustión de combustible fósil, refinerías de petróleo, la exploración y explotación de petróleo en plataformas fuera de la costa. Además, se consideran como actividades que aportan una entrada significativa de Hg al ciclo mundial, la minería y el reprocesado de oro, cobre y plomo, así como las escorrentías de minas abandonadas y desechos de plantas nucleares (USEPA, 2001; Eisler, 2006). Villanueva y Botello (1992), reportan que el estado de Veracruz presenta niveles altos de Hg tanto en sedimentos como en agua, respecto a los estados de Tamaulipas, Tabasco y Campeche. Particularmente, el área del estuario de Coatzacoalcos es la zona con mayor concentración de Hg (Ochoa *et al.*, 1973; Yarto *et al.*, 2004), permaneciendo las altas concentraciones en años recientes (Ramírez-Romero, 2009; Ramírez-Romero *et al.*, 2009).

## **2.2. Efecto del Mercurio en Animales**

Se ha reportado que el Hg provoca efectos negativos en el sistema nervioso central de los mamíferos (O'Connor y Nielsen, 1981), entre los cuales se reporta la pérdida sensorial-motora, la cual provoca alteraciones conductuales (Wren *et al.*, 1986). O'Connor y Nielsen (1981), realizaron un experimento con nutrias (*Lutra canadensis*) que consistió en administrar dietas con diferentes

concentraciones de Hg a tres grupos de individuos. Los resultados mostraron ataques de ataxia con una dieta de 2 µg/g de Hg a los 168 días, lesiones neurológicas y nefróticas (renales) a los 101 días de exposición, con una dieta de 4 µg/g. Finalmente registraron la muerte a los 54 días en nutrias que se alimentaron con una dieta de 8 µg/g de Hg. Este efecto también es reportado para otros mamíferos como perros (*Canis familiaris*) observando muerte fetal en concentraciones de 0.1 a 0.25 µg/g (Khera, 1979).

Por otra parte, para el grupo de las aves se han desarrollado diversos estudios sobre la concentración de Hg y sus efectos, ya que muchas especies de aves se han utilizado como bioindicadores de disturbios en el ambiente (Cairns, 1987; Piatt *et al.*, 2007). Las aves marinas son depredadores superiores y en muchas ocasiones su dieta es a base de peces que ya tienen presencia de Hg (Gilbertson *et al.*, 1987; Walsh, 1990; Burger, 1993; Anderson *et al.*, 2009). Se han reportado efectos negativos en la reproducción, entre los cuales se mencionan, huevos de bajo peso en hembras de faisán (*Phasianus colchicus*) con concentraciones de 0.5-6 µg/g (Burger y Gorchfeld, 1997). Para esta misma especie de faisán, además de disminución del peso en los huevos, en concentraciones de 0.05 a 1.5 µg/g en WW (peso húmedo por su siglas en inglés) de Hg, se observa una tasa de eclosión baja, muerte en los polluelos y reducción del grosor de la cáscara del huevo (Fimreite, 1971).

Para otras especies de aves, como *Gavia immer*, se observa disminución en el número de huevos que pone la hembra e incluso un cese de la puesta (Barr,

1986). En el caso de *Sterna hirundo*, se han reportado malformaciones de embriones en concentraciones de 0.9 a 3.1  $\mu\text{g/g}$  en WW, además de disminución en el crecimiento y sobrevivencia de polluelos y reducción del 50-80 % de los nacimientos (Spann *et al.*, 1972).

Efectos similares se observan en el pato *Anas rubripes* donde los niveles de Hg de 4.70 y 5.53  $\mu\text{g/g}$  en WW producen además muerte, lesiones neuronales y desmielinización en los patos adultos y pollos (Finley y Stendell, 1978). Asimismo, en el pato ánade real o azulón (*Anas platyrhynchos*), en concentraciones entre 0.53 a 0.7  $\mu\text{g/g}$  de WW, se presenta un aumento de la mortalidad y disminución del crecimiento embrionario, y se registró 58% de polluelos anormales (Hoffman y Moore, 1979). Para la misma especie, en concentraciones entre 0.7 a 0.9  $\mu\text{g/g}$  en WW, se registraron malformaciones del embrión y baja tasa de eclosión (Heinz, 1974; 1975; 1976a; 1976b). Se ha reportado también en la misma especie de pato, que en niveles de 5.46  $\mu\text{g/g}$  de peso seco (DW por sus siglas inglés) la cáscara del huevo se torna más delgada y se reduce la tasa de supervivencia de los pollos (Heinz, 1976 a, b, 1979).

Para el petrel (*Pterodroma hypoleuca*), se reportan niveles de 19.7  $\mu\text{g/g}$  en DW y para el albatros de patas negras (*Phoebastria nigripes*) 19.6  $\mu\text{g/g}$  en DW (Burger y Gochfeld, 2000). En el pelícano pardo (*Pelecanus occidentalis*) se han encontrado niveles de 3700 g en promedio de peso del animal (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2007), lo cual al transformarlo a DW, supera los niveles de 3.0

$\mu\text{g/g}$  de DW, que de acuerdo con Hui *et al.* (2001) puede provocar efectos similares a los descritos anteriormente.

Respecto a los peces, un estudio realizado en Estados Unidos a 108 especies de peces, reportó que los niveles más bajos de Hg se encontraron en el lenguado (*Paralichthys albigutta*, 0.01  $\mu\text{g/g}$ ), mientras que los mayores concentraciones se registraron en depredadores topos en la cadena alimenticia, como el marlín azul (*Makaira nigricans*) y el tiburón blanco (*Carcharodon carcharius*) 6.80-10.00  $\mu\text{g/g}$ , respectivamente (Adams *et al.*, 2003). En el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) reportan concentraciones de 0.18  $\mu\text{g/g}$  en WW (Cai *et al.*, 2007).

En el Golfo de México, en las playas de Tampico, Tamaulipas, Ramírez-Romero *et al.* (2009) registraron niveles altos de Hg en el pargo o huachinango (*Lutjanus campechanus*) y en el pez sierra (*Scomberomorus maculatus*) (0.36 ppm y 0.54  $\mu\text{g/g}$  de Hg, respectivamente). Asimismo, en cangrejos azules juveniles (*Cardisoma* sp.), se ha reportado 0.00121  $\mu\text{g/g}$  (Locarnini y Presley, 1996). Al parecer, para esta especie, el metal se puede acumular en glándulas digestivas (0.0089  $\mu\text{g/g}$ , Wang, 2005; Evans y Engel, 1994), músculo y hepatopáncreas (Jop *et al.*, 1997; 0.0232  $\mu\text{g/g}$  ppb, Wang, 2005), mientras que el metilmercurio frecuentemente se encuentra sólo en músculo (Evans y Engel, 1994).

### 2.3. Efecto del mercurio en tortugas

Respecto a los reptiles, los estudios realizados en cocodrilos, serpientes y tortugas, mencionan que el mercurio se acumula en hígado, riñón, músculo y huevos (Schneider *et al.*, 2013). Sin embargo, debido al estatus de conservación que tienen las tortugas, el acceso a muestras de tejidos internos en animales vivos es limitado, por lo que se han realizados estudios de Hg en organismos muertos. Para los estudios con animales vivos, en las últimas décadas se han aplicado métodos no invasivos de colecta de muestras para el monitoreo de este metal, entre los cuales se mencionan muestras en escudos (queratina), huevos y sangre (Bezerra *et al.*, 2013). Day *et al.* (2007) encontraron una relación positiva entre las concentraciones de Hg en sangre, con algunos indicadores de salud, como hematocrito y la encima creatina fosfoquinasa, debido a que la sangre es la principal transportadora de Hg a diferentes órganos del cuerpo (Day *et al.*, 2010).

En especies como la tortuga caguama (*Caretta caretta*), en el cabo Ashizuri, Japón, se encontraron diferentes concentraciones de Hg en hígado (0.40-1.51  $\mu\text{g/g WW}$ ), riñón (0.247  $\mu\text{g/g WW}$ ), músculo (0.108  $\mu\text{g/g WW}$ ) y yema (0.012  $\mu\text{g/g WW}$ ) (Sakai *et al.*, 1995; 2000). En esta misma especie de tortuga, en Hong Kong, Lam *et al.* (2006) reportaron concentraciones en yema (0.00093 a 0.0023  $\mu\text{g/g WW}$ ), albumina (0.00036  $\mu\text{g/g WW}$ ) y cáscara (0.0016  $\mu\text{g/g WW}$ ); mientras que Camacho *et al.* (2013), en la República de Cabo Verde África, reportaron concentración de 0.32  $\mu\text{g/g}$  en sangre. Asimismo, en el

mediterráneo se reportaron concentraciones para tortuga caguama en hígado (0.82-7.50 µg/g WD), riñón (0.13-0.80 µg/g WD) y músculo (1.78 µg/g WD), así como en neonatos (0.75 µg/g WD), embriones (0.22 µg/g WD) y yema-albumen (0.16-0.57 µg/g WD) (Godley *et al.*, 1999). Storelli *et al.* (1998a, 1998b), registraron niveles de 0.37-1.10 µg/g WW en hígado, riñón (0.30-1.53 µg/g WW), músculo (0.07-1.81 µg/g WW) y pulmones (0.12-0.97 µg/g WW) de tortugas caguama en playas de Italia. Asimismo, en Carolina del sur, Georgia y Florida, EUA, se reportaron concentraciones de Hg en piel (0.076 µg/g WW), queratina (0.941 µg/g WW) y sangre (0.099 µg/g WW) (Day, 2003).

En la isla de Qeshm en Irán, Ehsanpour *et al.* (2014) reportaron para *E. imbricata* concentraciones de Hg en sangre (0.18 ± 0.05 µg/g WD), yema (0.007 ± 0.002 µg/g WD), albumen (0.004 ± 0.004 µg/g WD) y cáscara de huevo (0.002 ± 0.002 µg/g WD). En las playas Gold Coast, Queensland, Australia, Van de Merwe *et al.* (2010) registraron Hg en músculo (0.03 µg/g WW), riñón (0.06 WW µg/g), hígado (0.19 µg/g WW) y sangre (2.51 µg/L WW) de *Chelonia mydas*. En la misma especie, Godley *et al.* (1999) para el Mediterráneo, reportaron niveles de Hg en hígado (0.27-1.37 µg/g WD) y riñón (0.37 µg/g WD). Por otra parte, Bezerra *et al.* (2013) en la costa norte de Brasil, reportaron Hg en músculo (0.04 µg/g WW), riñón (0.07 µg/g WW), hígado (0.12 µg/g WW), y en los escudos del caparazón (0.32 µg/g WW). En Hong Kong, Lam *et al.* (2006), encontraron Hg en huevos, obteniendo niveles en la cáscara de 0.00061 µg/g WW, en albúmina de 9e-6 µg/g WW y en la yema de 0.0015 µg/g WW.

En huevos de *Lepidochelys olivacea* en Oaxaca, México, se registraron mayores concentraciones de Hg en la yema (0.028 µg/g DW), respecto a la albúmina (0.0010 µg/g DW) y la cáscara (0.087 µg/g DW) (Paéz-Osuna *et al.*, 2011). En Texas, USA, se reportaron niveles de Hg en sangre *Lepidochelys kempii* de entre 0.005-0.087 µg/g WW (Presti, 1999) y entre 0.0005–0.0673 µg/g WW (Kenyon *et al.*, 2001). Para la misma especie, en Texas y Louisiana, USA, se registraron niveles de 0.0129 µg/g de WW en sangre y 1.45 µg/g de WW en caparazón (Wang, 2005). Además, en Massachusetts, USA, Innis *et al.* (2008) documentan niveles elevados de Hg en hígado (0.594 µg/g WW), en los escudos del caparazón (0.389 µg/g WW) y en sangre (0.005- 0.043 µg/g WW).


Las diferentes concentraciones que se reportan de mercurio en hembras de tortugas marinas, pueden tener efectos adversos sobre el éxito reproductivo como ya se describió en el caso de las aves. Para otros vertebrados, se sabe que el Hg se bioacumula en tejidos reproductivos provocando una disrupción de importantes hormonas reproductivas como el estrógeno (Tan *et al.*, 2009). Para hembras de *Caretta caretta* concentraciones de 0.029 µg/g WW causa impactos negativos sobre la función inmunológica presentando una correlación negativa entre el recuento total de linfocitos y la concentración de Hg en sangre (Day *et al.*, 2007). Asimismo, se han documentado anomalías del músculo cardíaco y esquelético en crías de tortuga baula muertas en los nidos y crías en cautiverio (Miller *et al.* 2009). Estos cambios fueron similares a los observados en bovinos recién nacidos con deficiencias de Selenio, originado probablemente por altas concentraciones de Hg (Enjalbert *et al.*, 1999).

Se ha documentado para las tortugas *D. coriacea*, *C. caretta* y *C. mydas*, una relación negativa entre las concentraciones de Hg y el éxito de eclosión, midiendo el número de huevos infértiles y embriones muertos (Guirlet *et al.*, 2008; Bezerra, *et al.*, 2012; Hopkins, Willson y Hopkins 2013). Los niveles de Hg pueden ser transferidos de madre a cría (Sakai *et al.*, 1995; Perrault *et al.*, 2011); sin embargo, las concentraciones de Hg en las diferentes especies de tortugas marinas, presentan diferencias debido al tipo de dieta. Por ejemplo, *L. kempii* tiene una dieta a base de crustáceos (Shaver, 1991; Werner, 1994), por lo cual es probable que se presente bioacumulación de Hg derivado de una dieta animal (Evans y Engel, 1994).





En México, los reportes sobre la presencia de Hg en tortugas marinas son escasos. Wang (2005) encontró concentraciones entre 0.013 y 0.145 µg/g WW para las hembras que anidan en la playa de Rancho Viejo, Tamaulipas, aunque las consecuencias que tiene sobre la reproducción se desconocen.



### III. OBJETIVO GENERAL

-  Conocer la concentración de Hg en huevos y plasma de la tortuga Lora (*Lepidochelys kempii*) y su efecto sobre el tamaño de la nidada en playas del estado de Veracruz.

#### 5.1. Objetivo Específicos

-  Determinar las medidas morfométricas y peso de las hembras que anidan en la zona de muestreo.
-  Determinar las diferencias en las concentraciones de Hg presentes en huevos y plasma de tortuga Lora en dos playas del estado de Veracruz.
-  Conocer si las concentraciones de Hg presentes en el plasma de las hembras que se encuentran anidando se relacionan con el número de huevos depositados.
-  Determinar si la concentración de Hg en las hembras que anidan, se relaciona con la concentración de Hg encontrada en huevos.

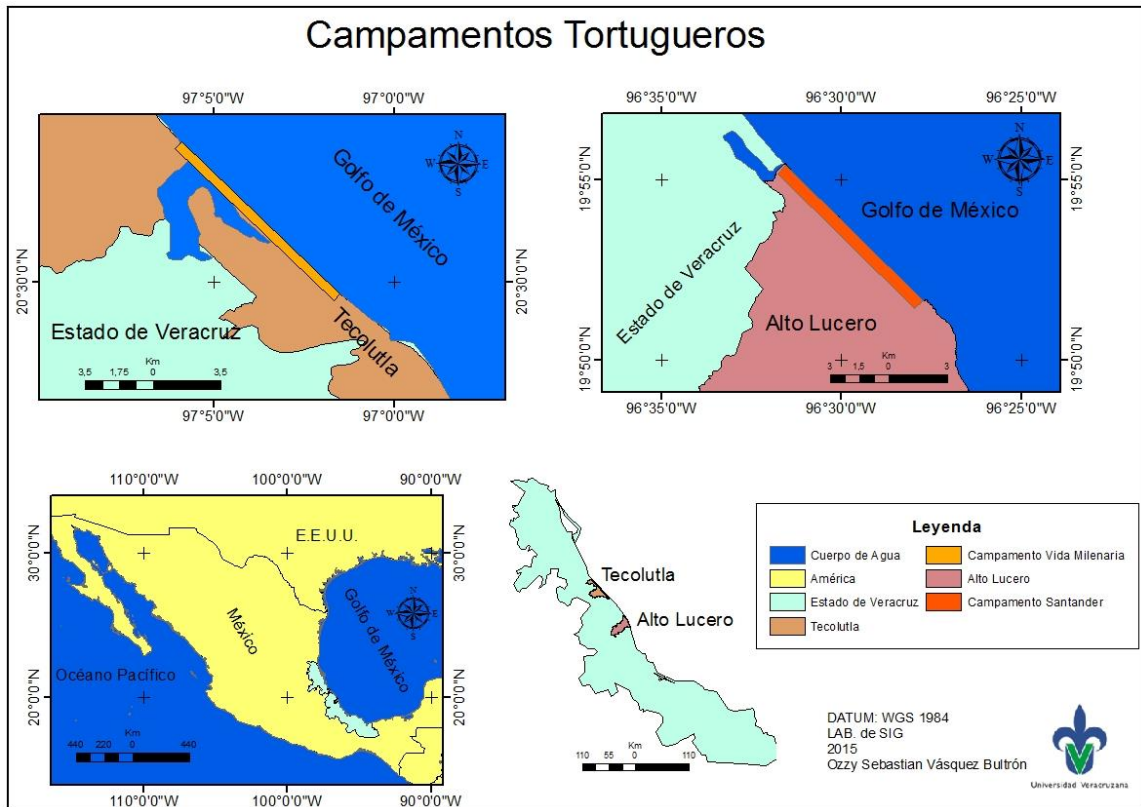
## IV. METODOLOGÍA

### 5.2. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos playas del estado de Veracruz. La primera playa ubicada en la parte norte del estado fue Tecolutla ( $20^{\circ}33'47.36''$  N,  $97^{\circ}05'52.10''$  W y  $20^{\circ}29'42.16''$  N,  $97^{\circ}01'35.34''$  W), esta se encuentra en el municipio del mismo nombre (López-Portillo *et al.*, 2011). Ostenta un clima de bosque tropical con precipitaciones anuales entre los 1100 mm a 16000 mm; sin embargo, presenta sequías muy fuertes, exhibiendo rangos de temperaturas anuales entre  $14^{\circ}$  C a  $26^{\circ}$  C. En cuanto a la altura promedio, es menor a 100 m, mostrando pendientes entre 0 a 10 (Atlas de municipal Tecolutla, 2011) (Figura 1). Por otra parte, sus límites políticos son: al norte los municipios de Gutiérrez Zamora y Papantla, al sur los municipios de Nautla, San Rafael, Martínez de la Torre y Papantla, al oeste con Papantla y Gutiérrez Zamora, por último al este el Golfo de México (INEGI, 2015).

La segunda playa fue Santander, ubicada en el municipio de Alto Lucero ( $19^{\circ}55'27.80''$  N,  $96^{\circ}31'34.49''$  W y  $19^{\circ}51'38.58''$  N,  $96^{\circ}27'46.47''$  W) (Figura 1). Presenta un clima con precipitaciones anuales entre los 2001 mm a 3000 mm. Sin embargo, exhibe sequías fuertes, ya que la temperatura media anual fluctúa entre  $24^{\circ}$  C a  $30^{\circ}$  C. Por otra parte, la altura en promedio es menor a 100 m, presentando pendientes entre 0 a 10 (Atlas de municipal Alto Lucero 2011). En cuanto a los límites políticos, limita al norte con los municipios Juchique de Ferrer y Vega de Alatorre, al sur con el municipio de Actopan, al

oeste con Naolinco, Tepetlán, Chiconquiaco y al este con el Golfo de México (INEGI, 2014).



**Figura 1.** Ubicación de los campamentos tortugueros donde se obtendrán las muestras de tortuga lora en el estado de Veracruz.

### 5.3. Especie a estudiar

La tortuga lora se encuentra categorizada en peligro crítico de extinción, según la lista roja de la IUCN (2013). Aunado a lo anterior, la convención internacional de tráfico de especies silvestres (CITES, por sus siglas en inglés), la clasifican el apéndice I, es decir, especies con mayor amenaza por el comercio (CITES, 2015). Además, en México la NOM-059-SEMARNAT-2010, la catalogan como especie en peligro de extinción. Dicha especie de tortuga, posee una

distribución geográfica limitada al Golfo de México, aunque se tienen reportes de ejemplares juveniles y pre-adultos en aguas del atlántico norte (Márquez, 1996; Márquez, 2004).

La tortuga lora se identifica por un caparazón con cinco pares de escudos costales y una longitud recta del carapacho (LRC) hasta de 72 cm, el cual es relativamente corto y ancho, aproximadamente circular, con los márgenes ligeramente aserrados (Pritchard y Mortimer, 2000). Por otra parte, la cabeza tiene un ancho hasta de 13 cm, es relativamente grande, ligeramente triangular con márgenes convexos, presenta dos pares de escamas prefrontales. Como complemento, las aletas poseen dos garras (algunos adultos pueden perder la garra secundaria en las aletas delanteras). En cuanto a la coloración del dorso, es verde olivo claro en adultos y ventralmente es amarilla en adultos. Por último, el plastrón presenta pequeños poros distintivos cerca del margen posterior de cada uno de los cuatro escudos inframarginales (Pritchard, y Mortimer, 2000).

#### **5.4. Colecta de muestras**

La colecta de muestra (plasma y huevos), se llevó a cabo entre los meses de abril a junio de la temporada de anidación 2015, bajo el amparo del permiso número SGPA/DGVS/12334/15 (Anexo A). Para encontrar hembras anidando, se hicieron recorridos en horario diurno a partir de las 06:00 h. Al ubicar una hembra en proceso de anidación, se esperó a que culminara la ovoposición para proceder a la colecta de las muestras.

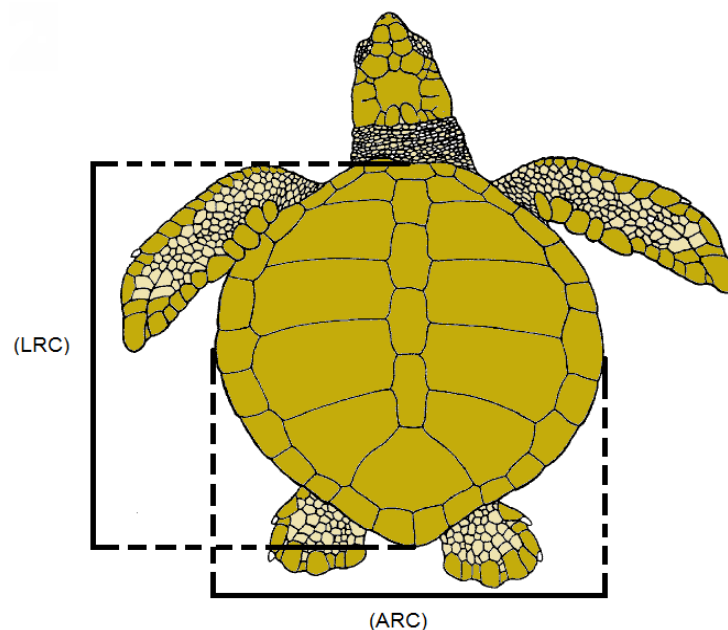
### **5.3.1. Extracción de sangre**

Las muestras de sangre fueron colectadas utilizando la técnica de punción de senos cervicales (Owens y Ruíz, 1980). Esta técnica consiste en introducir la aguja en posición vertical a la superficie del animal hasta localizar los senos cervicales, para lo cual se utilizarán jeringas con agujas de 20 g x 32 mm, previa desinfección con yodo. Dichas muestras se conservaron en tubos con heparina dentro de neveras con gel refrigerante hasta la posterior separación de plasma, para lo cual se centrifugó a 3000 rpm durante 10 min. Después, el plasma obtenido fue separado del cuerpo globular con una pipeta de transferencia automática y almacenada en tubos Eppendorf, en los cuales se midieron 200 µl para cada uno. Posteriormente, el traslado de las muestras al laboratorio se realizó en un contenedor de nitrógeno líquido, y se congelaron a -20 °C hasta su posterior análisis.

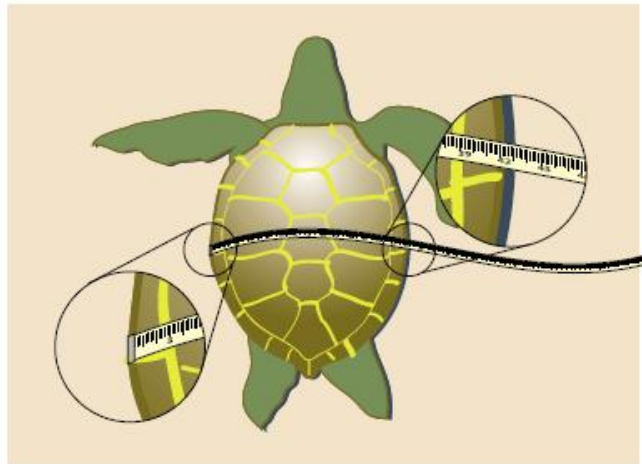
### **5.3.2. Datos morfométricos**

Debido a que existe una relación positiva entre la morfométricas de la hembra con el tamaño de la nidada en tortugas marinas (Hirth, 1980; Tiwari y Bjornodal, 2000; Hernández *et al.*, 2004) y tortugas de agua dulce (Congdon y Gibbons, 1987), se tomaron las siguientes medidas morfométricas de cada hembra: el Largo Recto del caparazón (LRC), el cual se midió con un calibrador, tomando desde el punto medio anterior o muesca del escudo de la nuca, hasta la mitad de la muesca posterior entre los escudos supracadales (Bolten, 2000) (Figura

2). El ancho recto del caparazón (ARC), que fue medido con un calibrador considerando la distancia más ancha de éste, perpendicularmente al eje longitudinal del cuerpo (Figura 2). Por otra parte, el largo curvo del caparazón (LCC), fue tomado con una cinta métrica flexible, como los describe Bolten (2000), tomando desde el punto medio anterior o muesca del escudo nucal hasta la mitad de la muesca posterior, entre los escudos supracaudales. El ancho curvo del caparazón (ACC), se midió con una cinta métrica flexible, considerando la distancia más ancha de éste y perpendicularmente al eje longitudinal del cuerpo. Según Bolten (2000), no se posee referencia anatómica para la toma de las medidas de ancho (Figura 3).

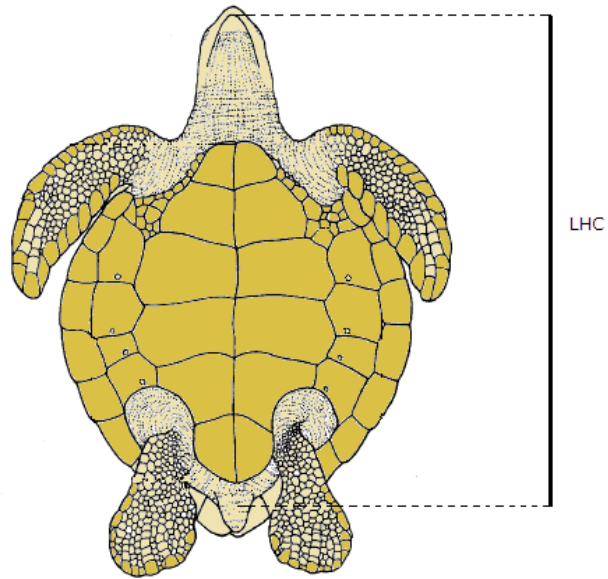


**Figura 2.** Medida del largo recto del caparazón y ancho recto del caparazón. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).

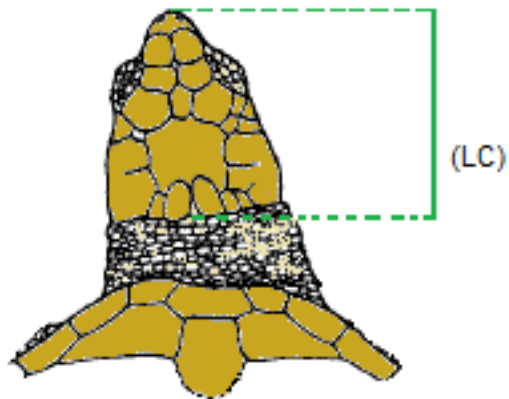


**Figura 3.** Medida del ancho curvo del caparazón. Tomada de Chacón *et al.* (2007).

La longitud hocico-cloaca, se midió con una cinta flexible, tomando desde la parte inferior de la mandíbula hasta la cloaca en el rabo (Figura 4). Por otra parte, la longitud de la cabeza (LC), se tomó con una cinta flexible. Esta medida fue tomada desde las fosas nasales hasta la cresta supra-occipital (Wyneken, 2004) (Figura 5). Asimismo, el ancho de la cabeza (AC), se realizó con cinta flexible y la medida fue tomada desde la mitad de la escama que se encuentra debajo de la tercera escama temporal (Figura 6). Además, posterior a la ovoposición y cuando la tortuga se dirigió al mar, se capturó para determinar su peso, el cual fue tomado con una báscula digital. Para esto, la tortuga fue amarrada con una cuerda y suspendida en el aire para lograr el peso con la báscula (Figura 7).

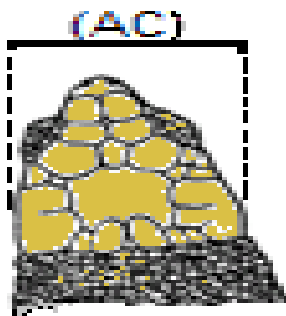


**Figura 4.** Medida de la longitud hocico-cloaca en tortugas marinas. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).

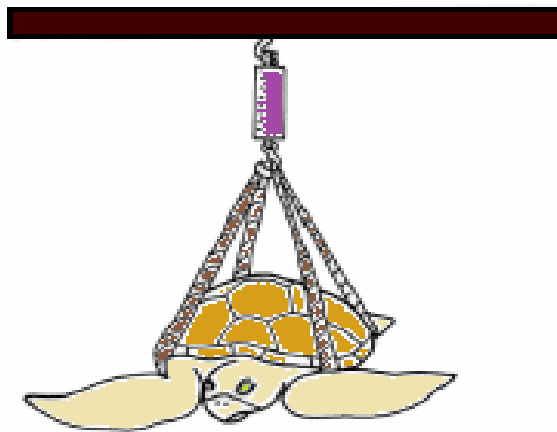


**Figura 5.** Medida de la longitud de la cabeza de la tortuga. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).





**Figura 6.** Medida del ancho de la cabeza en tortugas marinas. Tomada de Prichart y Mortimer (2000).



**Figura 7.** Forma de pesar a una tortuga. Tomada de Chacón *et al.*, (2007).

### 5.3.3. Conteo de huevos

Se ubicaron los nidos de las tortugas que realizaron el desove previo a la toma de muestras de sangre. Se muestrearon diez nidos en el campamento tortuguero Vida Milenaria en Tecolutla, y seis en el campamento tortuguero Santander. De cada nido se contabilizó el número de huevos.

Se seleccionaron aleatoriamente 10 huevos de cada nidada, los cuales fueron medidos con un calibrador tomando en consideración el diámetro mayor y

menor. El huevo previamente limpiado, se tomó entre el dedo índice y pulgar, seguidamente se registró la medida mayor perpendicular al agarre de los dedos, en la parte ecuatorial del huevo. La medida menor se tomó en el agarre de los dedos. Finalmente se sumaron estas dos medidas y se dividieron entre dos, obteniendo así el promedio del tamaño del huevo (Miller, 2000). Asimismo, se determinó el peso de los huevos utilizando una pesola de 100g (precisión 0.5g).

Posteriormente, se colectaron dos huevos de cada nido de forma aleatoria, los cuales se depositaron en bolsas plásticas con cierre. Los huevos se conservaron en hieleras con geles refrigerantes, para después congelarlos a -20 °C, manteniendo esta temperatura hasta su análisis en laboratorio.

## **5.5. Análisis en laboratorios**

La técnica utilizada para la determinación de Hg en plasma y huevos de tortugas lora fue por espectrofotometría de absorción atómica ajustado al generador de vapor frío (CV-AAS, VGA-76). Las muestras de plasma y huevos se analizaron en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México ubicado en Mazatlán, Sinaloa.

### **5.4.1. Análisis de plasma**

Las concentraciones de Hg se determinaron con EAA por generación de vapor en frío (GVF, VARIAN modelo VGA-110). Para realizar la cuantificación de Hg

total o elemental, las muestras fueron digeridas durante tres horas con 5 mL de HNO<sub>3</sub> al 50% (v/v) a una temperatura de 115 °C. Posteriormente el caldo resultante fue aforado a 10 g y se le agrego 0.1 mL de dicromato de potasio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) al 1% (p/v) a cada una de ellas. Posteriormente se dejaron reaccionar durante 4 horas. La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia DOLT-4 (hígado de cazón; NRC-CNRC, 2008), con un contenido de Hg de 2.58 ± 0.22 mg/kg con base a peso seco.

#### **5.4.2. Análisis de huevos**

Los huevos colectados previamente, fueron limpiados con agua desionizada y divididos en el laboratorio en cascarones, yema y albúmina, este proceso se realizó de manera rápida para evitar su descongelación. Posteriormente, se secaron en fracciones de yema y albúmina. Las muestras se dejaron secar en frío por horas a temperatura de -49° C y a 133 x 10<sup>-3</sup> mBar; después, las muestras se pulverizaron. Fueron tomados 0.600 g de huevo en polvo, los cuales se dividieron dos grupos (A y B) (Páez-Osuna et al., 2010). Luego se digirieron en ácido nítrico concentrado en un horno de microondas (CEM, MDS 2000). El caldo resultante fue aforado a 10 g y se le agrego 0.1 mL de Dicromato de Potasio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) al 1% (p/v) a cada una de ellas. Posteriormente, se dejaron reaccionar durante cuatro horas. Una vez preparada la muestra, se procedió con la lectura de la muestra en el espectrofotómetro de masas. El límite de detección se calculó mediante dos veces la desviación estándar de repeticiones en blanco (n = 10).

## **5.6. Análisis estadístico**

Con los datos obtenidos de las medidas morfométricas de huevos y hembras, y las concentraciones de Hg en huevos y en sangre, se realizaron pruebas de normalidad estadística, así como de homogeneidad de varianza. Posteriormente, se procedió a realizar la prueba de Wilcoxon y T de Student para comparar si existen diferencias en la concentración de Hg en las hembras y huevos, y entre las medidas morfométricas de hembras entre los sitios de estudio. Además, se aplicaron correlaciones Spearman y Pearson dependiendo de la normalidad de los datos, para relacionar la concentración de mercurio en las hembras con las diferentes variables cuantificadas.

## V. RESULTADOS

En la temporada de anidación 2015 se obtuvieron plasma y huevos de 16 tortugas, de las cuales 10 se colectaron en 15 días en la playa Tecolutla y seis en un mes en la playa Santander.

### 6.1 Medidas morfométricas

Para el largo curvo del caparazón, las hembras de Tecolutla presentaron un promedio de  $68.34 \pm 1.61$  cm (intervalo: 65.8 - 71), mientras que las hembras de Santander  $66.67 \pm 2.23$  cm (intervalo: 63.5 - 70). El ancho curvo del caparazón que promediaron las tortugas de Santander, fue de  $68.75 \pm 3.09$  cm (intervalo: 65 - 73); mientras que en Tecolutla el promedio fue de  $68.52 \pm 2.58$  cm (64 - 72.3). Las variables largo y ancho recto de caparazón promediaron  $62.78 \pm 2.05$  cm (intervalo: 59.69 - 65.53) y  $61.17 \pm 1.55$  cm (intervalo: 58.67-1.46) respectivamente en Santander, y en Tecolutla  $62.62 \pm 2.03$  cm (intervalo: 59.18 - 65.28) y  $60.92 \pm 1.81$  cm (intervalo: 58.42 - 63.5) respectivamente (Cuadro 1). El largo hocico-cloaca promedió en Santander:  $84.97 \pm 2.62$  cm (intervalo: 81 - 89), y en Tecolutla,  $83.78 \pm 4.43$  cm (intervalo: 77.5 - 91) (Cuadro 1).

El largo de la cabeza de las hembras promedió en Santander  $16.46 \pm 0.76$  cm (intervalo: 16 - 17.78) y en Tecolutla,  $16.67 \pm 0.83$  cm (intervalo 15 - 17);

mientras que el ancho de la cabeza tuvo un promedio de  $14.45 \pm 1.55$  cm (intervalo: 13 – 16) en Santander y  $15.72 \pm 0.61$  cm en Tecolutla (intervalo: 15 – 16.5) (Cuadro 1). Para el peso de la tortuga, en Tecolutla promediaron  $35.07 \pm 3.75$  Kg (intervalo: 30.92 – 42.9), mientras que en la playa de Santander,  $34.36 \pm 6.02$  Kg (intervalo: 29.54 – 46.4).

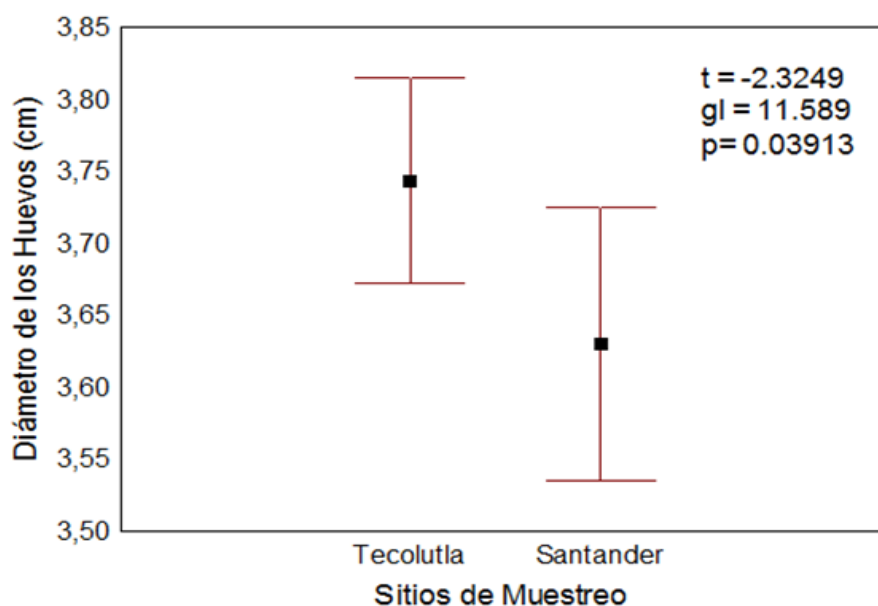
El promedio en el tamaño de la nidada para Tecolutla fue de  $86.78 \pm 22.87$  huevos (intervalo: 37 – 120), mientras que en Santander fue de  $96 \pm 9.63$  huevos (intervalo: 83 – 109). Para la variable peso de huevo los promedios fueron: en Santander  $34.07 \pm 1.97$  g (intervalo: 31.80 – 37.00), y en Tecolutla  $32.11 \pm 2.49$  g (intervalo: 27.8 – 36.6 g). El diámetro de los huevos promedió en Santander  $3.63 \pm 0.09$  cm (intervalo: 3.48 – 3.76), y en Tecolutla  $3.74 \pm 0.1$  cm (intervalo: 3.59 – 3.87) (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Morfométricas (promedios  $\pm$  desviación estándar; intervalo) de hembras de *L. kempii* en las playas de estudio. ARC= ancho recto del caparazón, LRC= largo recto del caparazón, ACC= ancho curvo del caparazón, LCC= largo curvo del caparazón, ACA= ancho de la cabeza, LCA= largo de la cabeza, LHC= largo hocico-cloaca, PT= peso de la tortuga, TN= tamaño de nidada (número de huevos ovopositados) \* diferencia no significativa, \*\* diferencia significativa.

| Variables                 | Sitio     |                     |             |           |                     |               |
|---------------------------|-----------|---------------------|-------------|-----------|---------------------|---------------|
|                           | Tecolutla |                     |             | Santander |                     |               |
|                           | Promedio  | Desviación estándar | Rango       | Promedio  | Desviación estándar | Rango         |
| ARC (cm)*                 | 60.92     | 1.81                | 58.42–63.5  | 61.17     | 1.55                | 58.67–1.46    |
| LRC (cm)*                 | 62.62     | 2.03                | 59.18–65.28 | 62.78     | 2.05                | 59.69–65.53   |
| ACC (cm)*                 | 68.52     | 2.58                | 64–72.3     | 68.75     | 3.09                | 65–73         |
| LCC (cm)*                 | 68.34     | 1.61                | 65.8–71     | 66.67     | 2.23                | 63.5 – 70     |
| ACABE (cm)*               | 15.72     | 0.61                | 15–16.5     | 14.45     | 1.55                | 13 – 16       |
| LCABE (cm)*               | 16.67     | 0.83                | 15–18       | 16.46     | 0.76                | 16 –17.78     |
| LHC (cm) *                | 83.78     | 4.43                | 15–18       | 84.97     | 2.62                | 81 – 89       |
| PT (kg) *                 | 35.07     | 3.75                | 30.92–42.9  | 34.36     | 6.02                | 29.54 –46.4   |
| TN *                      | 86.78     | 22.87               | 37–120      | 96        | 9.63                | 83 – 109      |
| Peso de huevos (g)*       | 32.11     | 2.49                | 27.8–36.6   | 34.07     | 1.97                | 31.80 – 37.00 |
| Diámetro de huevos (cm)** | 3.74      | 0.1                 | 3.59–3.87   | 3.63      | 0.09                | 3.48 – 3.76   |

No se encontraron diferencias significativas en la mayoría de las variables morfológicas registradas ( $p > 0.01$ ), ni en las concentraciones de Hg en huevos ( $W = 27$ ;  $p = 0.7861$ ) y en plasma ( $W = 0.3631$ ;  $p = 0.3631$ ) entre las dos playas estudiadas (Anexo B), ni en el tamaño de la nidada ( $W = 36.5$ ;  $gl = 14$ ;  $p$

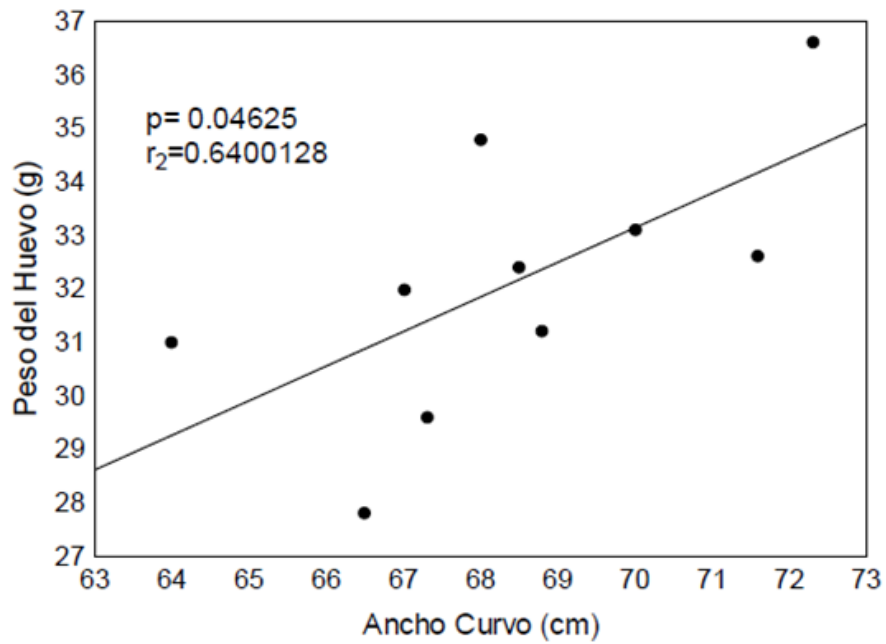
= 0.5146), ni el peso de los huevos ( $t = 1.7389$ ;  $gl = 12.682$ ;  $p = 0.1062$ ) (Cuadro 1). Sin embargo, el diámetro de los huevos presentó diferencias significativas entre los sitios de muestreos ( $t = -2.3249$ ;  $gl = 11.589$ ;  $p = 0.03913$ ) (Cuadro 1; Figura 8).



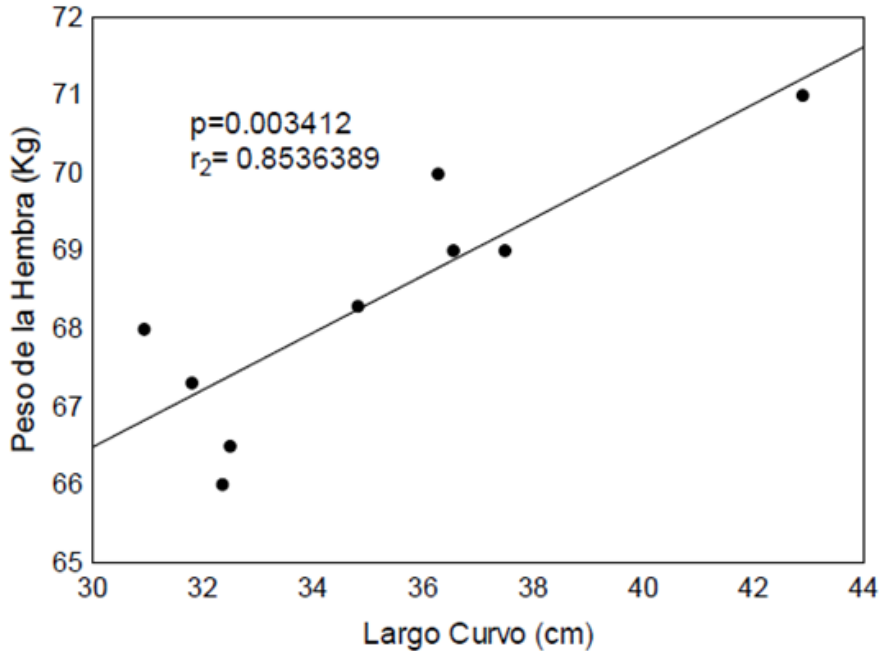
**Figura 8.** Diferencias en el diámetro de los huevos entre los sitios de muestreos.

En Tecolutla, se encontraron relaciones entre el peso de los huevos con el ancho curvo del caparazón ( $gl = 8$ ;  $p = 0.04625$ ;  $r^2=0.668$ ) (Figura 9), el peso de la tortuga con largo curvo del caparazón ( $gl=7$ ;  $p = 0.003412$ ;  $r^2=0.8536$ ) (Figura 10) y el peso de los huevo con el diámetro de los huevos ( $gl = 8$ ;  $p = 0.005913$ ;  $r^2 = 0.7956$ ) (Figura 11).

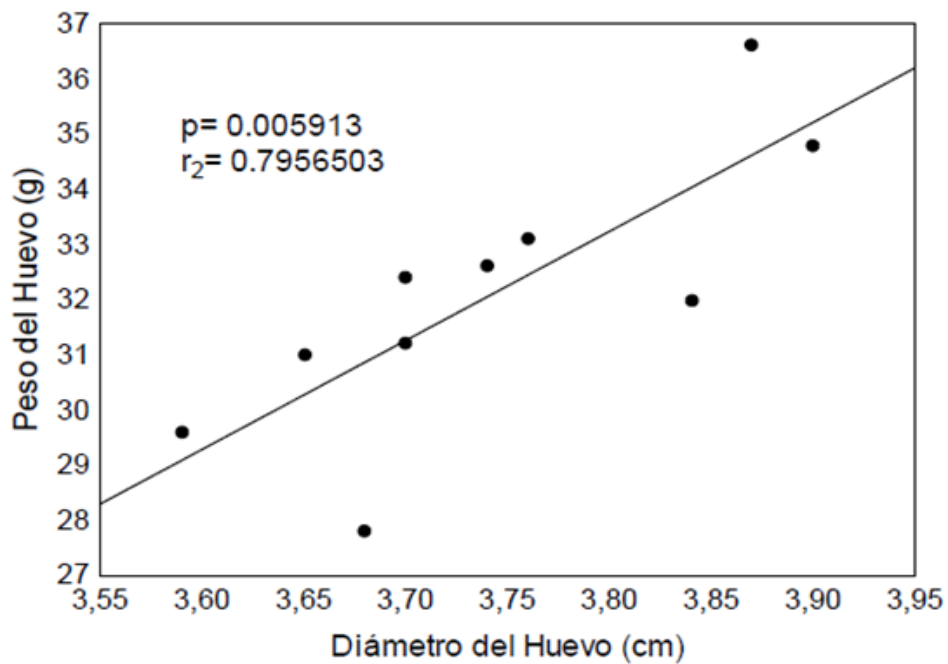




**Figura 9.** Relación entre el peso del huevo (g) con el ancho curvo de la tortuga (cm) en playa Tecolutla.

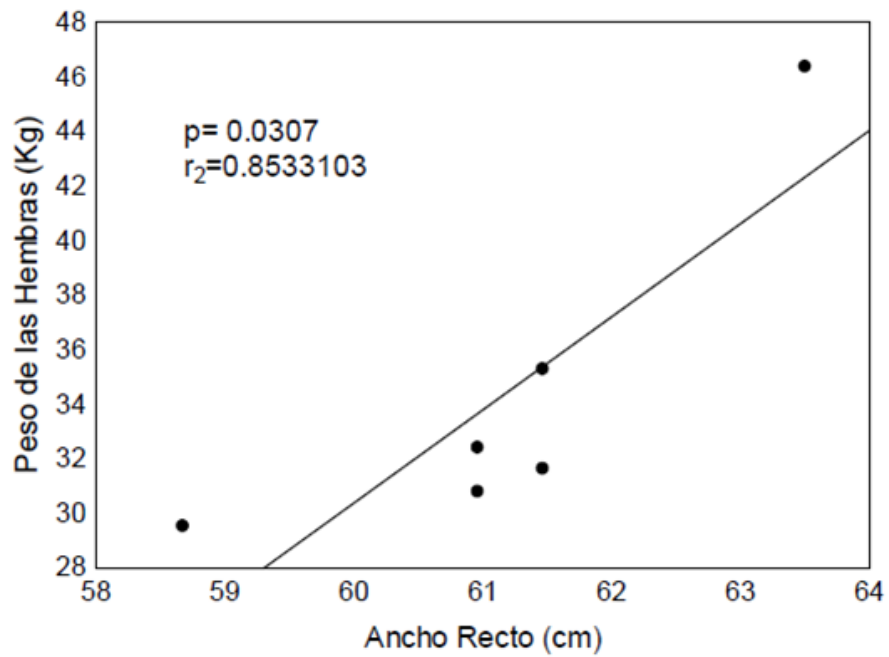


**Figura 10.** Relación entre el peso de la hembra (Kg) con el largo curvo (cm) en playa Tecolutla.

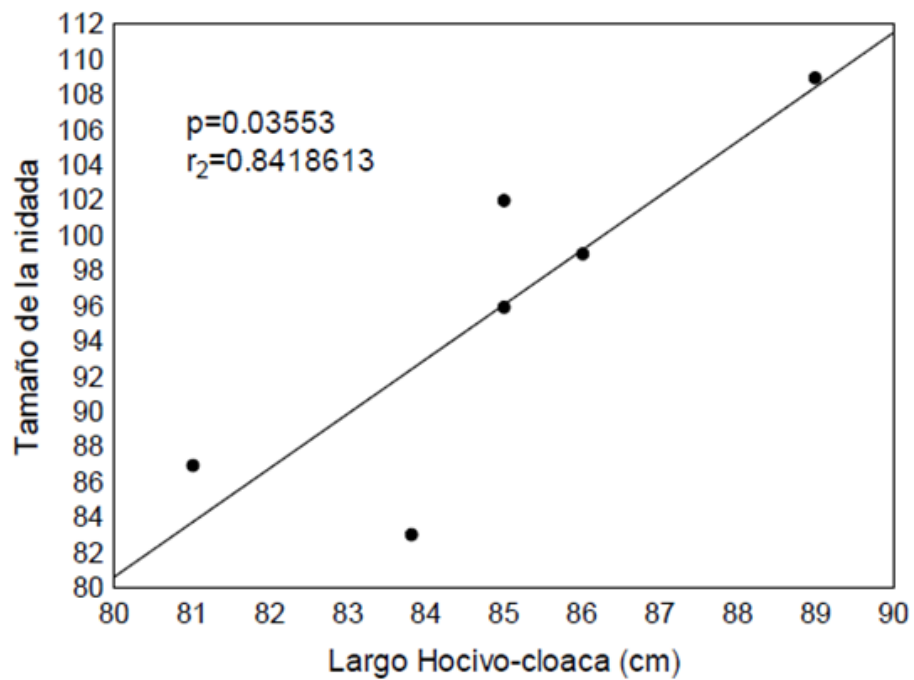


**Figura 11.** Relación entre el peso del huevo (g) con el diámetro del huevo (cm) en playa Tecolutla.

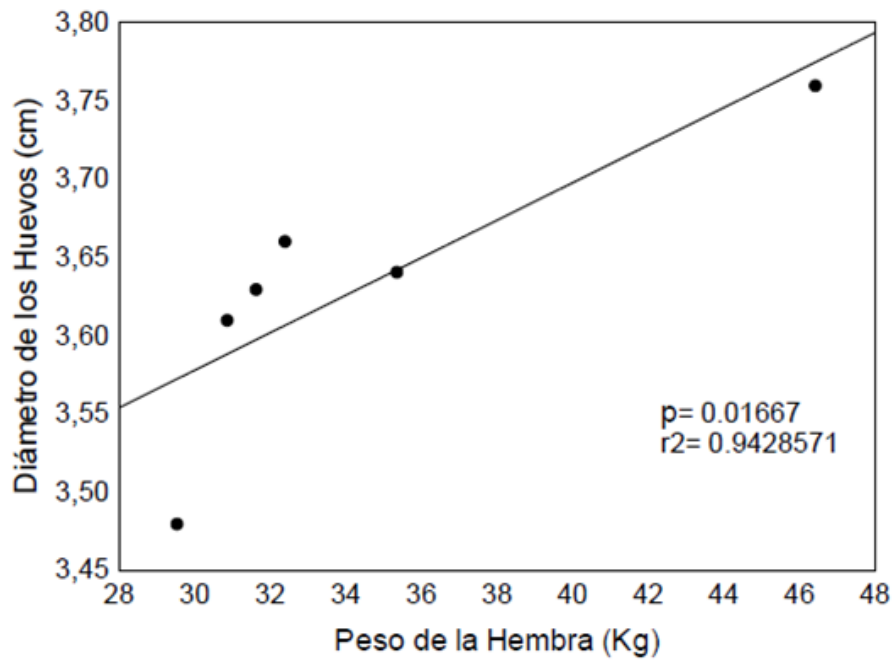
Por otra parte, en Santander, la relación positiva se observó entre el peso de la hembra con el ancho recto del caparazón ( $gl = 4$ ;  $p = 0.0307$ ;  $r^2 = 0.853$ ) (Figura 12), entre el tamaño de la nidada con el largo hocico-cloaca ( $gl = 4$ ;  $p = 0.03553$ ;  $r^2 = 0.8418$ ) (Figura 13) y entre peso de la tortuga con el diámetro de los huevos ( $gl = 4$ ;  $p = 0.01667$ ;  $r^2 = 0.9428$ ) (Figura 14).



**Figura 12.** Relación entre el peso de las hembras (kg) con ancho recto del caparazón (cm) en playa Santander.



**Figura 13.** Relación entre el tamaño de la nidada con largo hocico-cloaca (cm) en playa Santander.



**Figura 14.** Relación entre el diámetro de los huevos (cm) con peso de la hembra (kg) en playa Santander.

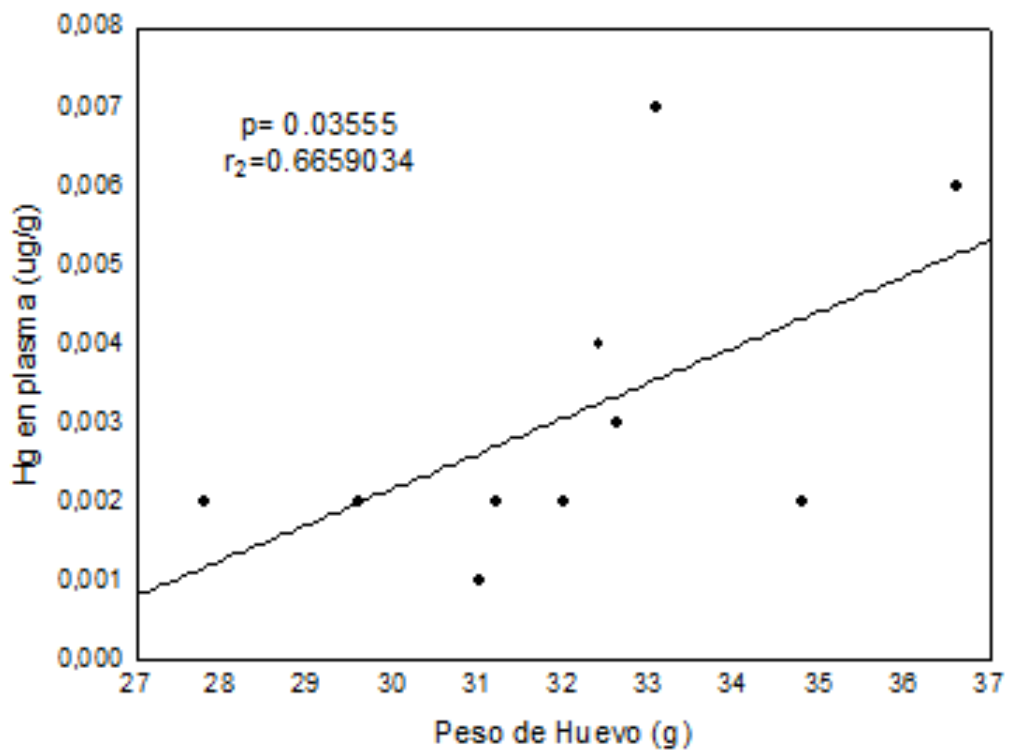
## 6.2 Concentración de Hg en plasma de las hembras anidando.

El análisis de Hg en las hembras de tortuga lora de Tecolutla, mostró niveles bajos. Sólo cuatro de las 10 tortugas (T5, T8, T9, T10) presentaron niveles por arriba del límite de detección ( $0.002 \mu\text{g/g}$ ) (Cuadro 2). En Santander, los niveles de Hg detectados también fueron bajos, y sólo tres de las seis tortugas (S4, S5, S6) presentaron niveles por arriba del límite de detección (Cuadro 2). No se encontró diferencia significativa entre las concentraciones de Hg en plasma y los sitios de muestreo ( $gl = 14$ ,  $W = 38.5$ ;  $p = 0.3631$ ).

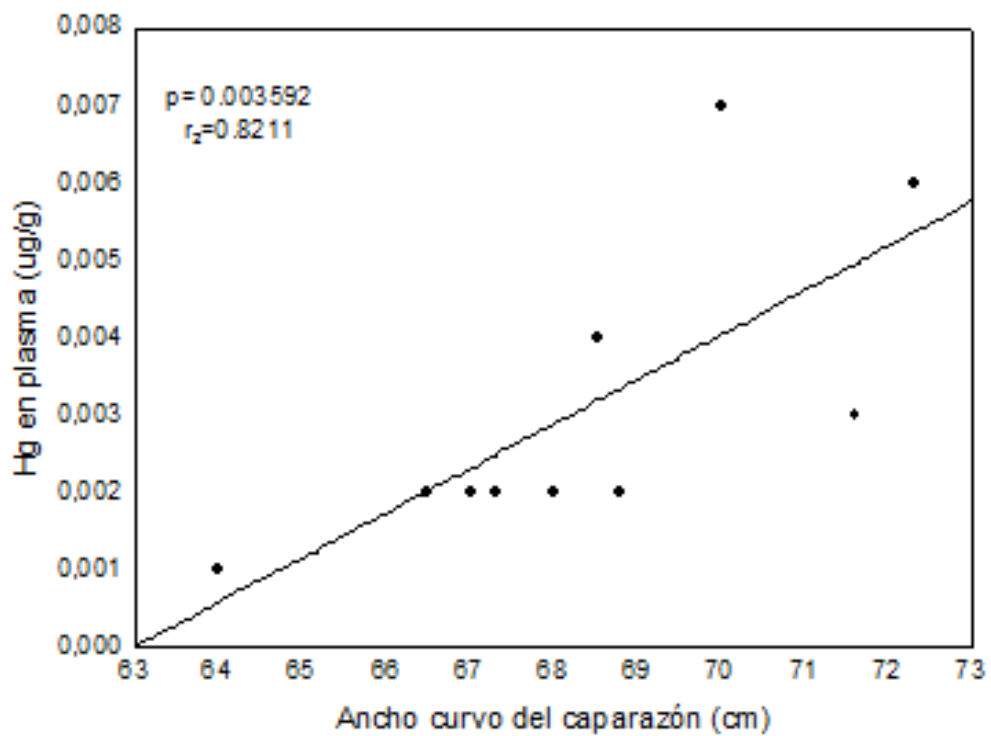
Por otra parte, no se encontró relación entre el Hg y ninguna de las variables de las tortugas en la playa Santander (Anexo C). Sin embargo, en la playa de Tecolutla se encontró relación positiva entre el Hg en plasma con el ancho curvo del caparazón ( $gl = 8$ ;  $p = 0.003592$ ;  $r^2 = 0.8211$ ) (Anexo D; Figura 16), con el peso de los huevos ( $gl = 8$ ;  $p = 0.03555$ ;  $r^2 = 0.6659034$ ) (Figura 15) y con la concentración de Hg en los huevos ( $gl = 8$ ;  $p = 0.001098$ ;  $r^2 = 0.8689$ ) (Figura 18).

### **6.3 Concentración de Hg en huevos**

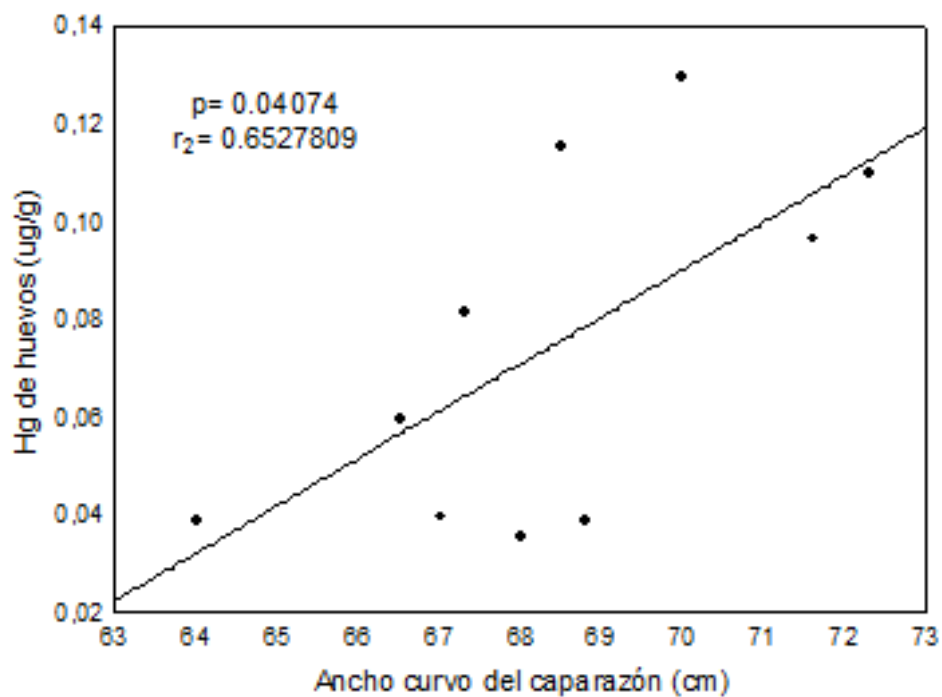
Los resultados de los análisis de Hg en huevos, mostraron que los niveles de Hg fueron similares en las playas Santander y Tecolutla ( $gl = 14$ ;  $W = 27$ ;  $p = 0.7861$ ) (Cuadro 3). La concentración de Hg en los huevos se relacionó positivamente con el ancho curvo del caparazón de la tortugas ( $gl = 8$ ;  $p = 0.04074$ ;  $r^2 = 0.6528$ ) en la playa de Tecolutla (Figura 17) y con el Hg en plasma ( $gl = 8$ ;  $p = 0.001098$ ;  $r^2 = 0.8689$ ) en la misma playa (Figura 18).



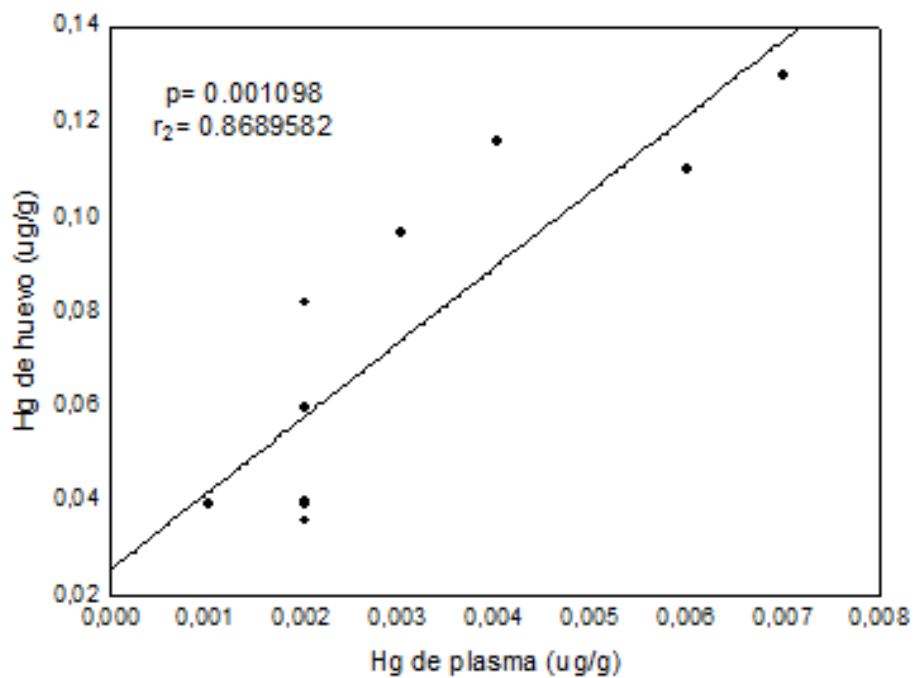
**Figura 15.** Relación entre Hg en el plasma ( $\mu\text{g/g}$ ) con peso de los huevos (g), en playa Tecolutla.



**Figura 16.** Relación entre el Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en el plasma con ancho recto del caparazón (cm), en playa Tecolutla.



**Figura 17.** Relación entre el Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en el huevo con ancho recto del caparazón (cm), en playa Tecolutla.



**Figura 18.** Relación entre el Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en el huevo con el ancho recto del caparazón (cm), en playa Tecolutla.

**Cuadro 2.** Promedio  $\pm$  desviación estándar de concentraciones de Hg ( $\mu\text{g/g}$ ) en plasma de tortuga lora en los dos sitios de muestreo.

| Sitio         |                      | Tecolutla            |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |
|---------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Tortuga       | T1                   | T2                   | T3                   | T4                   | T5                   | T6                   | T7                   | T8                   | T9                   | T10                  |
| Concentración | 0.002 $\pm$<br>0.001 | 0.002 $\pm$<br>0.00  | 0.002 $\pm$<br>0.001 | 0.001 $\pm$<br>0.000 | 0.004 $\pm$<br>0.000 | 0.002 $\pm$<br>0.000 | 0.002 $\pm$<br>0.000 | 0.007 $\pm$<br>0.001 | 0.006 $\pm$<br>0.002 | 0.003 $\pm$<br>0.001 |
| Sitio         |                      | Santander            |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |
| Tortuga       | S1                   | S2                   | S3                   | S4                   | S5                   | S6                   |                      |                      |                      |                      |
| Concentración | 0.009 $\pm$<br>0.005 | 0.006 $\pm$<br>0.000 | 0.003 $\pm$<br>0.001 | 0.003 $\pm$<br>0.000 | 0.002 $\pm$<br>0.002 | 0.002 $\pm$<br>0.001 |                      |                      |                      |                      |

**Cuadro 3.** Promedio  $\pm$  desviación estándar de concentraciones de Hg en huevos reportadas en los sitios de muestreo y en las tortugas muestreadas ( $\mu\text{g/g}$ ).

| Sitio         |                      | Tecolutla            |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |
|---------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Tortuga       | T1                   | T2                   | T3                   | T4                   | T5                   | T6                   | T7                   | T8                   | T9                   | T10                  |
| Concentración | 0.082 $\pm$<br>0.002 | 0.060 $\pm$<br>0.000 | 0.040 $\pm$<br>0.052 | 0.039 $\pm$<br>0.004 | 0.116 $\pm$<br>0.005 | 0.039 $\pm$<br>0.001 | 0.036 $\pm$<br>0.001 | 0.130 $\pm$<br>0.010 | 0.110 $\pm$<br>0.006 | 0.097 $\pm$<br>0.003 |
| Sitio         |                      | Santander            |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |                      |
| Tortuga       | S1                   | S2                   | S3                   | S4                   | S5                   | S6                   |                      |                      |                      |                      |
| Concentración | 0.033 $\pm$<br>0.003 | 0.133 $\pm$<br>0.000 | 0.077 $\pm$<br>0.002 | 0.042 $\pm$<br>0.002 | 0.052 $\pm$<br>0.001 | 0.046 $\pm$<br>0.002 |                      |                      |                      |                      |



## VI. DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran que las hembras de tortuga lora de la playa de Santander y la playa de Tecolutla, son más pequeñas respecto al promedio de la talla reportada por Márquez (1996), de 65.7cm. No obstante, se encuentran dentro del rango descrito para la especie, el cual va de 52.4 a 74.8 cm (Márquez, 1996; Pritchard y Mortimer, 2000). El ancho de la cabeza fue similar en ambas playas y fue superior a los 13 cm reportados para el promedio de la especie (Pritchard y Mortimer, 2000). Es probable que esta diferencia en el tamaño de la cabeza se deba al método utilizado para la medición. Si bien Pritchard y Mortimer (2000) no mencionan la distancia de medición, es probable que no hayan considerado las mismas escamas que en nuestro estudio, en el cual consideramos como ancho de la cabeza, la distancia comprendida entre la mitad de la escama que se encuentra debajo de la tercera escama temporal y su similar en el lado contrario de la cabeza.

El menor tamaño registrado de las tortugas lora en ambas playas de estudio, puede estar relacionado con la edad de las tortugas. Tortugas jóvenes muestran un tamaño menor respecto a las hembras adultas y es una de las características cuando realizan las primeras anidaciones de su vida reproductiva (Calliouet Jr, *et al.*, 2011). El tamaño de las hembras que se encuentran anidando es un parámetro importante a considerar para conocer la

estructura de la población y puede ser de utilidad como indicador de la recuperación paulatina de la especie.

El peso de las tortugas fue también similar en ambas playas, y se encuentra por debajo del promedio reportado para la especie (Márquez, 1996), el cual es 38.6 Kg con un intervalo de peso de 32 a 50 kg (Pritchard y Mortimer, 2000; Heppell *et al.*, 2005). Uno de los factores que determina el peso del animal es la disponibilidad de alimento en las áreas de forrajeo. La industria pesquera es una actividad que puede llegar a determinar la escasez de alimento para esta especie, debido a que algunas áreas de alimentación se encuentran en campos importantes de pesca en el norte del Golfo de México, como en Texas y Luisiana (Swimmer *et al.*, 2005; Wang, 2005). Aunado a esto, los contaminantes como las aguas residuales y residuos orgánicos, los residuos líquidos urbano-domésticos, los contaminantes químicos y metales, pueden ser determinantes en la alimentación de estos quelonios (Kennish, 1997; Carranza *et al.*, 2004; Wilcox y Aguirre, 2004; Aguirre *et al.*, 2006).

Aunado a lo anterior, se registró similitud en el tamaño de la nidada en las playas de Tecolutla y Santander. Estos datos se encuentran por debajo del número promedio el cual es de 104.4 huevos; solamente la puesta de una tortuga (T5 = 37 huevos) en este estudio se presentó por debajo del rango del número de huevos depositados (44 – 185 huevos) reportado por Márquez (1996). Entre los factores que pueden determinar el tamaño de la nidada se menciona la edad del animal (Caillouet Jr, *et al.*, 2011), lo cual puede sugerir

que las tortugas que llegaron a las playas de Santander y Tecolutla fueron jóvenes. Otro factor que influencia en el tamaño de la nidada, es el estado nutricional de las hembras (Broderick *et al.*, 2003). Si bien no se hicieron análisis de salud de las hembras, nuestras observaciones personales no evidenciaron problemas físicos tales como poca masa corporal, aletas mutiladas, heridas en el caparazón o heridas en la piel.

Por otra parte, en playa Tecolutla se encontró relación del peso de los huevos con el ancho curvo del caparazón en la tortuga lora. Esto es similar a lo reportado en playa Alagadi en el Norte Chipre para especies como *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* (Broderick *et al.*, 2003). Por otra parte, en playa Santander no se observó una relación entre el peso de los huevos y el ancho curvo del caparazón. Esto es equivalente con reportado en playa Tortuguero en Costa Rica para *C. mydas*, donde no se encontró esta relación (Bjornadal y Carr, 1989). Por lo que, se sugiere que la inconsistencia en la relación entre esta dos variables en los sitios muestreados, se deba a el estado nutricional de la tortuga, sin embargo, no se realizaron análisis para comprobar estos parámetros.

En Tecolutla y Santander no se encontró relación entre el tamaño de nidada y el largo curvo del carapacho. Esto es similar con lo reportado para *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, donde no existe correlación entre estas variables (Broderick *et al.*, 2003). Sin embargo, Bjornadal y Carr (1989), reportaron que el tamaño de la nidada se relaciona con el largo curvo del caparazón en *C.*

*mydas*. Estas diferencias de relación, pueden deberse a la diferencia en el tamaño de muestra obtenido la zona de estudio (Tecolutla = 10; Santander = 6).

El tamaño menor y peso más bajo registrado en las tortugas lora de Tecolutla y Santander, respecto a los promedios para la especie, pueden estar relacionados con la edad de las tortugas y con la disponibilidad del alimento, además de otros aspectos ambientales. Este es el caso de los contaminantes, como los metales pesados, que se sabe afectan el desarrollo de los individuos, así como el tamaño de la nidada y los huevos (Perrault *et al.*, 2011). Sin embargo, en nuestro estudio las tortugas de las dos playas estudiadas se encuentran dentro del rango reportado para la especie (peso: 32- 50 kg; tamaño: 52.4 a 74.8 cm; Márquez, 1996; Pritchard y Mortimer, 2000).

La hipótesis planteada en esta investigación es que las hembras de tortuga lora que anidan en la zona costera del estado de Veracruz, presentan contaminación por Hg. Sin embargo, nuestros resultados del análisis de concentración de Hg en plasma de las tortugas de Tecolutla y Santander presentaron similitud en ambas playas, con concentraciones menores a 0.009 µg/g. Estos resultados muestran que aunque existe presencia de este metal en plasma, no se registraron niveles elevados que causen afectaciones o alteraciones a las tortugas loras la zona de estudio.

Este metal es un contaminante que ha sido reportado en otras especies de tortugas marinas, casi siempre en concentraciones bajas; las mayores concentraciones han sido reportadas por Day *et al.* (2005) en *Caretta caretta* en Carolina de Sur, USA (Cuadro 6). Se ha mencionado que las especies carnívoras tienden a bioacumular más los contaminantes que las herbívoras (Sakai *et al.*, 1995; 2000).

La absorción del Hg puede ser por contacto cutáneo, mediante las vías respiratorias (Ley-Quiñónes, 2009) o por medio de la dieta; es una vía importante mediante la cual se lleva a cabo la contaminación por Hg y su posterior acumulación en el organismo (Paéz-Osuna *et al.*, 2011; Schneider *et al.*, 2013). En este sentido, Lam *et al.* (2006) encontraron diferencias en la acumulación de Hg entre *C. mydas* y *Caretta caretta*; estas diferencias se atribuyen a los hábitos alimenticios de cada especie. Mientras que *C. mydas* se considera una especie herbívora, *C. caretta* es omnívora (Bjorndal, 1996). Otros estudios como los realizados por Sakai *et al.* (1995; 2000) en Japón con *C. caretta* refuerzan este mismo patrón. Esto indica que la dieta es un factor determinante en la contaminación por este metal, por lo cual la baja concentración de Hg registrada en las hembras y en los huevos de *L. kempii* en las playas de Veracruz, sugiere un buen estado de conservación en los sitios de alimentación en el Golfo de México.

*Lepidochelys kempii* es considerada una especie omnívora, aunque con tendencia a ser carnívora, debido a su mayor preferencia por cangrejos (*Callinectes sapidus*, *Cancer irroratus*) y moluscos como *Argopectin irradians*, *Mytilus edulis* (Bjorndal, 1996). Se han reportado concentraciones de Hg en *Callinectes sapidus* (músculo de hembras:  $0.0073 \pm 0.048 \mu\text{g/g}$ ; músculo de machos  $0.081 \pm 0.021 \mu\text{g/g}$ , Adams y Engel, 2014) en poblaciones del Golfo de México. Sin embargo, nuestros resultados indican que las tortugas loras no presentan altos niveles de concentración de Hg.

Las bajas concentraciones de Hg en plasma puede deberse, a que el mercurio se acumula en el caparazón (Sakai *et al.*, 2000; Bezerra *et al.*, 2013) y órganos internos como cerebro, riñón (Ramírez, 2008) y el hígado (Schneider *et al.*, 2013). Este último juega un papel importante en la formación del huevo mediante la vitelogénesis (Ho, 1991; Carnevali y Belvedere, 1991; Hamman *et al.*, 2003) y por medio de este proceso se puede estar transfiriendo Hg a los huevos mediante a adhesión a los lípidos (Ramírez, 2008), ya que en este estudio se encontró una relación positiva entre el Hg en plasma y el peso de los huevos en playa Tecolutla ( $gI = 8$ ;  $p = 0.03555$ ;  $r_2 = 0.6659034$ ), no así en playa Santander, por lo que esta diferencia puede deberse al número de muestras. Esto contrasta con lo reportado en *D. coriacea* (Guirlet *et al.*, 2008) en la que se han registrado altas concentraciones de Hg (Cuadro 4). Por otra parte, en tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*) se observó transferencia de metales esenciales y no esenciales para el desarrollo del embrión, incluyendo Hg (Ehsanpour *et al.*, 2014). Se ha sugerido también que aunque exista

transferencia de Hg de la madre a los huevos, esto no necesariamente es negativo, ya que podría ser una forma de eliminar Hg de la madre y repartir esa concentración entre una puesta grande de huevos (Burger y Gilbons, 1998).

Otro de los factores que pueden estar influyendo en la baja concentración de Hg en plasma encontrada en este estudio, puede ser el elevado número de huevos que ovoposita esta especie en una temporada (240 aproximadamente) (Broderick y Godley, 1996; Márquez, 1996). Aunado a lo anterior se encontró una relación directa entre la concentración de Hg en plasma con Hg en huevos en las playas estudiadas ( $gl = 8$ ;  $p = 0.001098$ ;  $r_2 = 0.8689582$ ). Por lo cual, se sugiere, que los niveles bajos de Hg en plasma son producto de la transferencia madre huevo mediante vitelogénesis, meses antes de la ovoposición.

Las concentraciones de Hg encontrados en los huevos de las tortugas loras que anidan en la playa Tecolutla y Santander (Tecolutla  $0.075 \pm 0.037 \mu\text{g/g}$ ; Santander  $0.064 \pm 0.037 \mu\text{g/g}$ ), fueron mayores a las encontradas en el plasma (Tecolutla  $0.0031 \pm 0.0020 \mu\text{g/g}$ ; Santander  $0.0042 \pm 0.0042 \mu\text{g/g}$ ). Estos resultados muestran que existe transferencia de este metal en los huevos de tortuga lora de ambas playas. Dicho metal es un contaminante que ha sido reportado en otras especies de tortugas marinas, casi siempre en concentraciones bajas; las mayores concentraciones fueron registradas en *Caretta caretta* en Cabo Ashizuri, Japón con los valores (Sakai *et al.*, 2000).

Otro de los efectos negativos del Hg, es que funciona como disruptor endocrino (Scaglia *et al.*, 2009), afectando los procesos reproductivos de los reptiles (Tan *et al.*, 2009). Sin embargo, las bajas concentraciones encontradas en las tortugas muestreadas no reflejan afectación o reducción en el tamaño de nidada en los sitios de muestreo (Tecolutla:  $gl= 8$ ;  $p= 0.7481$ ;  $r_2=0.1167257$  Anexo D; Santander:  $gl= 4$ ;  $p= 0.3742$ ;  $r_2=-0.4469819$  Anexo C).

En la tortuga lora en el estado de Veracruz, existe un reporte en una playa de la zona norte del estado llamada Villamar en el municipio de Tuxpan. En este sitio, las concentraciones de Hg en huevos fueron también bajas (Contreras-Vega, en preparación), lo cual apoya la sugerencia de una baja contaminación de los sitios de alimentación del Golfo de México (Cuadro 4). En nuestro estudio los huevos de tortuga lora muestran poca contaminación de Hg, y esto puede ser un reflejo de la baja contaminación en el plasma en las hembras anidando.

La baja concentración de Hg registrada en plasma y huevos de las tortugas loras de Santander y Tecolutla sugiere que los sitios de forrajeo de las hembras que llegan a estas playas se encuentran en buen estado. Además, nuestros resultados muestran que las tortugas loras de ambas playas fueron de tamaño menor al promedio, lo cual puede también estar relacionado con la baja concentración registrada en los huevos, ya que los organismos más pequeñas



acumulan menos Hg en comparación con las más grandes (Schneider *et al.*, 2013).

Para otras especies, como *D. coriacea*, Guirlet *et al.* (2008) estudiaron la población de Guayana Francesa y reportaron que las concentraciones de Hg en huevos se pueden atribuir a las largas distancias en su migración. Se ha sugerido, que esta contaminación está relacionada con los niveles de contaminantes en los campos de forrajeo. Esta condición se ve minimizada en *L. kempii*, que es una especie residente en el Golfo de México y muy poco migratoria (Márquez, 1996), lo cual puede reducir la exposición por migración en áreas contaminadas.

Se sabe que la madre transfiere materiales esenciales para el desarrollo del huevo, sin embargo, también transporta elementos no esenciales como el Hg. El mercurio puede llegar a transferirse en concentraciones pequeñas al repartirse en la cantidad de huevos disponible para ovopositar en una temporada. En nuestro estudio, el número de huevos depositados resultó ser menor al promedio para la especie; sin embargo, debe considerarse que los datos obtenidos corresponden sólo a una nidada, por lo tanto, se desconoce el promedio total de huevos puestos en la temporada por cada hembra anidando.

Para el la zona norte del estado de Veracruz, en la playa Villamar de Tuxpan, Contreras-Vega (en prep.) reportó concentraciones de  $0.0143 \pm 0.0220$  µg/g de Hg en huevos de *L. kempii*. Estas concentraciones son menores a las

encontradas en el presente estudio, aunque también se encuentran en niveles bajos, por lo cual tampoco se considera contaminación en los huevos.

Este incremento en las concentraciones de Hg, quizá se relacione con la actividad industrial y petrolera que es mayor en la zona de Tuxpan. Se ha mencionado que la actividad petrolera puede llegar a ser un factor de contaminación de Hg en los ecosistemas marinos (Villanueva y Botello, 1998; Trefry *et al.* 2007; Delaune *et al.*, 2008). Ehsanpour *et al.* (2014), encontraron concentraciones altas de mercurio en huevos de *E. imbricata* y lo atribuyen a las descargas derivadas de las actividades al medio, entre ellas la petrolera.

La zona norte del estado cuenta con las descargas del río Tuxpan, el cual desemboca a pocos kilómetros hacia el este de la playa Villamar. Estudios previos han determinado que transporta metales pesados (Mancilla-Villa *et al.*, 2012) depositándolos en la zona costeras. Por ende, las descargas de los ríos juegan un papel importante en el transporte e introducción de Hg (Gold-Bouchot, 2004). Uno de los ríos importantes para el estado de Veracruz es el río Tecolutla, que desemboca a pocos kilómetros al sur de la playa del mismo nombre. Si bien se ha reportado Hg en este río (Mancilla-Villa *et al.*, 2012), existe un sistema de corrientes con una zona de divergencia hacia el norte y sur frente a las costas de Tecolutla en primavera, moviéndose un poco al sur en verano (Atlas Oceanográfico del Golfo de México y Mar Caribe, 1974; Anexo E; Martínez-López y Parés-Sierra, 1998; Vázquez de la Cerda, 2004).

Lo anterior, sugiere que el Hg derivado de la descarga del río Tecolutla (Mancilla-Villa *et al.*, 2012) fluye hacia el sur de la playa de estudio, por lo tanto, las concentraciones de Hg encontrada en plasma pueden estar relacionadas con el efecto de la divergencia de las corrientes. Asimismo, la playa de Santander podría tener la acumulación de la descargas del río Tecolutla y Nautla. Estos ríos desembocan en el norte de la playa Santander; sin embargo, la distancia a la playa es grande, por lo que los contaminantes se podrían estar disipando en el ecosistema marino antes de llegar a depositarse a la playa. Sin embargo, no se observan altas concentraciones de Hg en plasma o huevos en los sitios de muestreo, por lo que se sugiere que los sitios donde habitan las poblaciones estudiadas se encuentran en buen estado.

**Cuadro 4.** Comparación de promedios  $\pm$  desviación estándar de las concentraciones de Hg en huevos reportadas en diferentes especies de tortugas marinas ( $\mu\text{g/g}$ ).

| Lugar                   | Especie             | Concentraciones                   |                     |                        |                       |                   | Autor  |
|-------------------------|---------------------|-----------------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------|-------------------|--|
|                         |                     | Yema                              | Albúmina            | Yema-<br>albúmina      | Cáscara               | Huevo             |  |
| Cabo Ashizuri,<br>Japón | <i>C. caretta</i>   | 0.0121 $\pm$<br>0.0034            | 0.0005 $\pm$ 0.0002 |                        | 0.0040 $\pm$ 0.0013   |                   | Sakai <i>et al.</i> , 1995   |
| Cabo Ashizuri,<br>Japón | <i>C. caretta</i>   | 12.1 3.41<br>0.00093 -            | 0.49 0.24           |                        | 4.05 1.31             | 5.54 1.57         | Sakai <i>et al.</i> , 2000   |
| Hong Kong               | <i>C. caretta</i>   | 0.0023                            | 0.00036             |                        | 0.0016                |                   | Lam <i>et al.</i> , 2006   |
| Chipre                  | <i>C. caretta</i>   |                                   |                     | 0.16-0.57              |                       |                   | Godley <i>et al.</i> , 1999<br>Ehsanpour <i>et al.</i> ,<br>2014   |
| Qeshm, Irán             | <i>E. imbricata</i> | 0.007 $\pm$ 0.002<br>0.0015 $\pm$ | 0.004 $\pm$ 0.004   |                        | 0.002 $\pm$ 0.002     |                   |  |
| Hong Kong               | <i>C. mydas</i>     | 0.00013                           | 9e-5 $\pm$ 3e-5     |                        | 0.00061 $\pm$ 0.00016 |                   | Lam <i>et al.</i> , 2006   |
| Guayana<br>Francesa     | <i>D. coriacea</i>  |                                   |                     |                        |                       | 0.024 $\pm$ 0.001 | Guirlet <i>et al.</i> , 2008<br>Paéz-Osuna <i>et al.</i> ,<br>2011 |
| Oaxaca, México          | <i>L. olivácea</i>  | 0.028 $\pm$ 0.010                 | 0.0010 $\pm$ 0.0009 |                        | 0.0087 $\pm$ 0.0003   |                   | Contreras-Vega,<br>(en proceso)                                    |
| Veracruz,<br>México     | <i>L. kempii</i>    |                                   |                     | 0.0143 $\pm$<br>0.0220 |                       |                   |  |
| Veracruz,<br>México     | <i>L. kempii</i>    |                                   |                     | < 0.0003               |                       |                   | presente estudio   |

**Cuadro 5.** Comparación de promedio  $\pm$  desviación estándar de las concentraciones de Hg en huevos reportadas en diferentes especies de tortugas marinas ( $\mu\text{g/g}$ ).

| Lugar               | Especie            | Concentraciones     |                     | Autor                     |
|---------------------|--------------------|---------------------|---------------------|---------------------------|
|                     |                    | Sangres             | Plasma              |                           |
| USA                 | <i>C. caretta</i>  | 0.029 $\pm$ 0.008   |                     | Day et al., 2005          |
| Australia           | <i>C. mydas</i>    | 0.010 $\pm$ 0.002   |                     | Van de Merwe et al., 2010 |
| Guayana<br>Francesa | <i>D. coriacea</i> | 0.011 $\pm$ 0.003   |                     | Guirlet et al., 2008      |
| USA                 | <i>D. coriacea</i> | 0.0097 $\pm$ 0.0077 |                     | Perrault et al., 2013     |
| Oaxaca, México      | <i>L. olivacea</i> | 0.0006 $\pm$ 0.0005 |                     | Páez-Osuna et al., 2011   |
| USA                 | <i>L. kempii</i>   | 0.0005–0.0673       |                     | Kenyon et al., 2001       |
| Veracruz, México    | <i>L. kempii</i>   |                     | 0.0031 $\pm$ 0.0020 | presente estudio          |
| Veracruz, México    | <i>L. kempii</i>   |                     | 0.0042 $\pm$ 0.0042 | presente estudio          |

## VII. CONCLUSIONES

Las tortugas lora que anidan en las playas Tecolutla y Santander en el centro de Veracruz tienen concentraciones bajas de Hg en plasma. Por lo tanto, se rechaza la hipótesis de que las hembras de las playas del centro de Veracruz presentan contaminación por Hg.

Las bajas concentraciones de Hg que presentan las hembras y sus huevos no se relacionan con el tamaño de nidada.

Existe relación positiva entre las concentraciones de Hg en plasma y los niveles de Hg en huevos, lo cual muestra transferencia de Hg de la madre al huevo.

## VIII. APLICACIÓN PRÁCTICA

Esta investigación sienta una línea base para conocer los niveles de contaminación de Hg presentes en huevos y plasma de tortugas marinas en playas del Estado de Veracruz, localizado en el Golfo de México. El conocimiento generado, es importante, ya que es limitada la información referente a este tema para la zona de estudio y mediante el uso de bio-indicadores se puede evaluar el grado de perturbación que presenta un ecosistema marino.

Las tortugas marinas en general, al igual que otro grupo de reptiles como los cocodrilos (Burger *et al.*, 2000; Schneider *et al.*, 2013), se consideran bio-indicadores del estado de conservación de los ecosistemas que habitan (Frazier, 1999). Ya que, estos quelonios realizan largos recorridos desde las áreas de forrajeo hasta las zonas de anidación y son animales longevos (Meylan y Meylan, 1999). Por lo cual, nuestros resultados ayudan a evaluar el grado de perturbación que presentan los ecosistemas marinos del Golfo de México.

El conocimiento generado ayudará a plantear mejores estrategias de conservación y manejo tanto para las zonas en donde se desenvuelven las tortugas marinas en peligro de extinción, como para la tortuga lora en particular. En ese sentido, los resultados sugieren que las áreas de forrajeo y rutas migratorias de la tortuga lora en el norte y centro del estado de Veracruz, presentan baja concentraciones de Hg. Sin embargo, la introducción de

agentes contaminantes se sigue dando día con día en los ambientes marinos, por lo que es necesario una mejor reglamentación y cumplimiento de dichas reglas para lograr un mantenimiento y mejoramiento de los ecosistemas marinos.

Aunado a lo anterior, se sugiere ampliar la zona de monitoreo de metales pesados a estados como Veracruz en las futuras revisiones del Proyecto de Plan de Recuperación Bi - Nacional para la Tortuga Lora. Puesto que, en dicho estado se encuentran poblaciones importantes de anidación de esta especie (Morales-Mávil *et al.*, en prep.; Márquez, 1996, Márquez et al., 2001) y presenta zonas con niveles elevados de metales pesados y otros contaminantes sería bueno que pongas ejemplos de los sitios con mayor concentración de metales pesados (Villanueva y Botello, 1998; Gold-Bouchot et al., 1999). Esto es relevante no sólo para el conocimiento ecológico de la tortuga lora, sino también para la población humana que utiliza estas zonas como fuentes de recursos alimentarios, para el turismo y como sitios de trabajo.

Al promover más investigación que permita el monitoreo de la calidad de los ecosistemas marinos y costeros mediante el uso de bio-indicadores, se comprenderá mejor el problema de los contaminantes en los hábitats marinos y costeros y cómo influyen estos a las diferentes especies. Además, con la utilización de especies marinas migratorias como bio-indicadores, se obtienen datos que muestren un panorama de la situación de los hábitats en donde las tortugas lora llevan a cabo distintas etapas de su vida.



Con base en los resultados obtenidos en esta investigación se sugiere que en futuras investigaciones se incluya el análisis de muestras de queratina obtenidas del caparazón de la tortuga. Puesto que, es un tejido óptimo para medir la acumulación de Hg en tortugas marinas (Bezerra *et al.*, 2013). Sin embargo, en este estudio no fue considerado su análisis.

Por último, el reducido número de muestras permitidas en esta investigación, pudo haber influenciado en las relaciones observadas. Por lo que, se sugiere a los actores claves y/o tomadores de decisiones en el futuro, permitir un número mayor de permisos de colecta científica, siempre y cuando se utilicen métodos no invasivos y que no representen un peligro para la especie.

## IX. BIBLIOGRAFÍA

Adams, D. H., McMichael, R. H. y Henderson, G. E. 2003. Mercury levels in marine and estuarine fishes of Florida 1989–2001. Florida Marine Research Institute Technical Report TR-9. 2nd ed. rev. 57pp.

Aguirre, A. A., Gardner, S. C., Marsh, J. C., Delgado, S. G., Limpus, C. J. y Nichols, W. J. 2006. Hazards Associated with the Consumption of Sea Turtle Meat and Egg: A Review For Health Care Workers and The General Public. *EcoHealth*. **3(3)**:141-153.

Alvarado, D. J. y Delgado, T. C. 2005. Tortugas marinas de Michoacán, Historia natural y conservación. Morelia, Mich. México, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Anderson, O.R.J., Phillips, R.A., McDonald, R.A., Shore, R.F., McGill, R.A. R. y Bearhop, S. 2009. Influence of trophic position and foraging range on mercury levels within a seabird community. *Marine ecology progress series*. **375**: 277–288.

Atlas de municipal Nautla 2011. Atlas Municipal de Riesgo de nivel Básico. 122 pp.

Atlas de municipal Pánuco 2011. Atlas Municipal de Riesgo de nivel Básico. 120 pp.

Atlas de municipal Tecolutla 2011. Atlas Municipal de Riesgo de nivel Básico. 122 pp.

Atlas de municipal Tuxpan 2011. Atlas Municipal de Riesgo de nivel Básico. 128 pp.

ATLAS OCEANOGRÁFICO DEL GOLFO DE MÉXICO Y MAR CARIBE. Sección I. Mareas y corrientes 1974. Secretaría de Marina. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. OSM. No. 1000

Balcom P. H., Fitzgerald W. F., Vandal G. M., Lamborg C. H., Langer C. S., Rolfhus K. R., y Hammerschmidt C. R. 2004. Mercury sources and cycling in the Connecticut River and Long Island Sound. *Marine Chemistry* **90**:53–74.

Bank, M. S., Chesney, E., Shine, J. P., Maage, A., y Senn, D. B. 2007. Mercury bioaccumulation and trophic transfer in sympatric snapper species from the Gulf of Mexico. *Ecological Applications*, **17(7)**: 2100-2110.

Barr, J.F. 1986. Population dynamics of the common loon (*Gavia immer*) associated with mercury-contaminated waters in northwestern Ontario. Occasional paper 56. Canadian Wildlife Service, Ottawa, ON. 25 pp.

Batuecas-Fernández, E. 2011. Análisis y evaluación de las emisiones de mercurio procedentes de las centrales térmicas españolas. Universidad Carlos III de Madrid. 162 pp.

Bezerra, M.F., Lacerda, L.D., Costa, B. G.B. y Lima, E. H.S.M. 2012. Mercury in the sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1958) from Ceará coast, NE Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. **84(1)**: 123-128.

Bezerra, M.F., Lacerda, L.D., Lima, E. H.S.M. y Melo, M.T.D. 2013. Monitoring mercury in green sea turtles using keratinized carapace fragments (scutes). *Marine Pollution Bulletin*. **77(1)**: 424-427.

Bjorndal, K. A., y Carr, A. 1989. Variation in clutch size and egg size in the green turtle nesting population at Tortuguero, Costa Rica. *Herpetologica*, 181-189.

Bjorndal, K. A. 1996. Foraging Ecology and Nutrition of Sea Turtle. 199- 232 pp. En: *The Biology of Sea Turtle*. (ed.) Lutz, P. L. y Musick, J. A. Publicación N° 1. Ed. CRC marine science series. Boca Raton , USA.

Bolten, A.B. 2000. Técnicas para la Medición de Tortugas Marinas. 126-131pp. *En: Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas Trad.* Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. y Donnelly, M. (ed.). Grupo especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación N° 4. Ed. Consolidated Graphic Communications, Blanchard, Pennsylvania USA.

Botello, A.V., Rendón von Osten, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. 2005. Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2ª edición. Univ. Autónoma de Campeche, Univ. Nal. Autón. De México, Instituto Nacional de Ecología. 696 pp.

Briseño-Dueñas R. 2002. Tortugas Marinas. Atlas de la biodiversidad de Sinaloa. México, El Colegio de Sinaloa: 353-365 pp.

Broderick, A. C., Glen, F., Godley, B. J., y Hays, G. C. 2003. Variation in reproductive output of marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **288(1)**: 95-109.

Burger, J. 1993. Metals in avian feathers: Bioindicators of environmental pollution. *Rev Environ Toxicol*. **5**:203–311.

Burger, J., y Gochfeld, M. 1997. Risk, mercury levels, and birds: relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. *Environmental Research*. **75(2)**: 160-172.

Burger, J. y Gibbons, J.W., 1998. Trace elements in egg contents and egg shells of slider turtles (*Trachemys scripta*) from the Savannah River site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*. **34**, 382–386.

Burger, J. y Gochfeld, M. 2000. Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Science Total Environ.* **257**:37–52.

Burger, J., Trivedi, C. D., y Gochfeld, M. 2000. Metals in herring and great black-backed gulls from the New York bight: the role of salt gland in excretion. *Environmental monitoring and assessment*, 64(3), 569-581.

Cabañero-Ortíz, A. I. 2005. Acumulación-interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: desarrollo de nuevas metodologías de análisis. Tesis de doctorado. Universidad Complutense de Madrid.

Cai, Y., Rooker, J.R., Gill, G.A. y Turner, J.P. 2007. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* **64(3)**: 458-469.

Caillouet Jr, C. W., Shaver, D. J., Landry Jr, A. M., Owens, D. W., y Pritchard, P. C. 2011. Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) age at first nesting. *Chelonian Conservation and Biology*, **10(2)**: 288-293.

Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. *Biol Oceanogr.* **5**:261–71.

Camacho, M., Orós, J., Boada, L.D., Zaccaroni, A., Silvi, M., Formigaro, C., López, P., Zumbado, M. y Luzardo, O.P. 2013. Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): Results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa. *Marine Environmental Research.* **98**:15-22.

Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir, D.C., Backus, S. y Fisk, A.T. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynyna, Baffin Bay). *Science of the Total Environment.* **351**: 247–263.

Campos, H. 1987. Los metales pesados, su contaminación y sus efectos tóxicos. *Contaminación ambiental.* **9 (17)**: 63-70.

Carnevali, O. y Belvedere, P. 1991. Comparative studies of fish, amphibian and reptilian vitellogenesis. *The Journal of Experimental Zoology.* 259: 18 - 25.

Carranza, C.C., Maldonado, D.M. y Romero, C.L. 2004. Impacto ambiental en sedimentos marinos superficiales por residuos líquidos industriales y urbanos. *Inst. investig. Fac. minas metal cienc. Georg.* **7(14)**:15-22.

Chacón, D., Sánchez, J., Calvo, J. y Ash, J. 2007. Manual para el manejo y la conservación de las tortugas marinas en Costa Rica; con énfasis en la operación de proyectos en playa y viveros. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). Gobierno de Costa Rica, San José, 103 pp.

CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres). 2015. Apéndices I, II y III. [Página electrónica (<http://www.cites.org/esp/app/appendices.php>)].

Congdon, J. D. y Gibbons, J. W. 1987. Morphological constraint on egg size: a challenge to optimal egg size theory?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **84(12)**: 4145-4147.

Day, R.D. 2003. Mercury in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*: Developing monitoring strategies, investigating factors affecting contamination, and assessing health impacts. Tesis Doctoral. Universidad de Charleston, South Carolina, USA.

Day, R.D., Christopher S.J., Becker P.R., y Whitaker D.W. 2005. Monitoring mercury in the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. *Environ. Sci. Technol.* **39(2)**:437–446.

Day, R.D., Segars, A.L., Arendt, M.D., Lee, A.M., y Peden-Adams, M.M. 2007. Relationship of blood mercury levels to health parameters in the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Environmental Health Perspectives*. **115(10)**: 1421-1428.

Day, R.D., Keller, J.M., Harms, C.A., Segars, A.L., Cluse, W.M., Godfrey, M.H., Lee, M.A., Peden-Adams, M., Thorvalson, K., Dodd, M. y Norton, T. 2010. Comparison of mercury burdens in chronically debilitated and healthy loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Journal of wildlife diseases*. **46(1)**: 111-117.

Delaune, R. D., Devai, I., Hou, A. y Jugsujinda, A. 2008. Total and methyl Hg in sediment adjacent to offshore platforms of the Gulf of Mexico. *Soil and Sediment Contamination*. **17(2)**: 98-106.

D'Itri, P.A., y D'Itri, F.M. 1978. Mercury contamination: a human tragedy. *Environmental Management*. **2(1)**: 3-16.

Doadrio-Villarejo, A.L. 2004. Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. *Anal. Real Acad. Nac. Farm.* **70(4)**: 933-959.

Dufrene, T.A. 2005. Geological variability and Holocene sedimentary record on the northern Gulf of Mexico inner to mid-continental shelf. Tesis de Maestría. Louisiana State University, Baton Rouge.

Eggleton, J., y Thomas, K.V. 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*. **30**:973–980.

Eisler, R. 2006. Mercury hazards to living organisms. Ed. CRC Press, Taylor and Francis Group. 360 pp.

Ehsanpour, M., Afkhami, M., Khoshnood, R. y Reich, K.J. 2014. Determination and maternal transfer of heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb and Hg) in the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) from a nesting colony of Qeshm Island, Iran. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. **92(6)**: 667-673.

Enjalbert, F.P., Lebreton, P., Salat, O. y Schelcher, F. 1999. Effects of pre- or postpartum selenium supplementation on selenium status in beef cows and their calves. *J. Anim. Sci.* **77(1)**: 223–229.

Escobar-Sánchez, O. 2010. Bioacumulación y biomagnificación del mercurio y selenio en peces pelágicos mayores de la costa de Baja California Sur, México. Tesis de doctorado. IPN-CICIMAR. La Paz, BCS, México.

Evans, D.W. y Engel, D.W. 1994. Mercury bioaccumulation in finfish and shellfish from Lavaca Bay, Texas: descriptive models and annotated bibliography. NOAA Technical Memo NMFS-SEFSC-348. 89 pp.

Facemire, C., Augspurger, T., Bateman, D., Brim, M., Conzelmann, P., Delchamps, S., Douglas, E., Inmon, L., Looney, K., Lopez, F., Masson, G., Morrison, D., Morse, N. y Robinson, A. 1995. Impacts of mercury contamination in the southeastern United-States. *Water Air Soil Pollut.* **80(1-4)**:923–926.

Faro, L.R.F., Barbosa, R.D. y Pallarés, M.A. 2010. El mercurio como contaminante ambiental y agente neurotóxico. Ed. Universidad de Vigo 171 pp.

Fimreite, N. 1971. Effect of dietary methyl mercury on ring necked pheasants. *Canadian Wildlife Service. Ottawa.* **9**: 1–39.

Finley, M.T. y Stendell, R.C. 1978. Survival and reproductive success of black ducks fed methylmercury. *Environ. Pollution.* **16(1)**, 51–64.

Frazier, G.J. 1999. Conservación basada en la comunidad. 16-20 pp. *En: Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas Trad.* Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. & Donnelly, M. (Eds.). Grupo especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación N° 4. Consolidated Graphic Communications, Blanchard, Pennsylvania USA.

Gardner, S.C. y Nichols, W.J. 2001. Assessment of Sea Turtle Mortality Rate in the Bahía Magdalena Region, Baja California Sur, México. *Chelonian Conservation and Biology.* **4(1)**: 197-199.

Gilbertson, M., Elliott, J.E. y Peakall, D.B. 1987. Seabirds as indicators of marine pollution. *ICBP Tech. Publ.* **6**: 231–248.

Gold, G. 2004. Hidrocarburos en el sur del Golfo de México. pp. 657-681. *En: Diagnóstico Ambiental del Golfo de México.* Caso, M, Pisanty, I. y

Ezcurra, E. (ed.). Ed. Instituto Nacional de Ecología (INESEMARNAT). México.

Gold-Bouchot, G, Zapata-Pérez, O., Noreña-Barroso, E., Herrera-Rodríguez, M., Ceja-Moreno, V. y Zavala-Coral, M. 1999. Oil pollution in the Southern Gulf of Mexico. pp. 372-382. *En: The Gulf of Mexico large marine ecosystem. Assessment, sustainability, and management.* Kumpf, H., Steindinger, K. y Sherman, K. (ed.). Ed. Blackwell Science. Malden, USA.

Goldley, B., Thompson, D., y Furness, R. 1999. Do Heavy Metal Concentrations pose a threat to Marine Turtles from The Mediterranean Sea? *Marine Pollution Bulletin.* **38(6)**:497-502.

Goldwater L. 1972. Mercury: A history of quicksilver. Ed. York Press. Baltimore, USA. 318 pp.

Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar. Poll. Bull.* **45**: 46-52.

Grupo de Trabajo para la Restauración Del Ecosistema de la Costa del Golfo. 2011. Estrategia para la Restauración del Ecosistema Regional del Golfo de México (Preliminar). 123 pp.

Guirlet, E., Das, K. y Girondot, M. 2008. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtle (*Dermochelys coriácea*) of French Guinea. *Aquatic toxicology.* **88(4)**: 267-276.

Hamilton, M. A., Rode, P. W., Merchant, M. E., y Sneddon, J. 2008. Determination and comparison of heavy metals in selected seafood, water, vegetation and sediments by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry from an industrialized and pristine waterway in Southwest Louisiana. *Microchemical Journal.* **88(1)**: 52-55.

Hammerschmidt, C.R. y Fitzgerald, W.F. 2004. Geochemical controls on the production and distribution of methylmercury in near-shore marine sediments. *Environmental Science and Technology.* **38(5)**:1487–1495.

Heppell, S. S., Crouse, D. T., Crowder, L. B., Epperly, S. P., Gabriel, W., Henwood, T., y Thompson, N. B. 2005. A population model to estimate recovery time, population size, and management impacts on Kemp's ridley sea turtles. *Chelonian Conservation and Biology*, 4(4), 767-773.

Heinz, G.H. 1974. Effects of low dietary levels of methyl mercury on mallard reproduction. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **11(4)**: 386–392.

Heinz, G.H. 1975. Effects of methylmercury on approach and avoidance behavior of mallard ducklings. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **13(5)**: 554–564.

- Heinz, G.H. 1976a. Methylmercury: Second generation reproductive and behavioral effects on mallard ducks. *J. Wildl. Manage.* **40(4)**: 710–715.
- Heinz, G.H. 1976b. Methylmercury: Second-year feeding effects on mallard reproduction and duckling behavior. *J. Wildl. Manage.* **40(1)**: 82–90.
- Heinz, G.H. 1979. Methylmercury: Reproductive and behavioral effects on three generations of mallard ducks. *J. Wildl. Manage.* **43(1)**: 394–401.
- Hernández, R., Buitrago, J. y Guada, H. 2004. Evaluación de la anidación de la tortuga cardón, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Reptilia: Dermochelyidae), en playa Parguito, isla de Margarita, durante la temporada 2001. Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales, 161-162: 77-89.
- Hirth, H. 1980. Some aspects of the nesting behavior and reproductive biology of the Sea Turtles. *American Zoologist.* **20(3)**: 507-523.
- Hamann M., Limpus C. J.y Owens, D. W. 2003. Reproductive cycles of males and females. En: P. L. Lutz, J. A. Musick y J. Wyneken (eds). *The biology of sea turtle: volumen II.* Washington. D. C. CRC Press, 135-161 pp.
- Ho, S. M., Danko, D., y Callard, I. P. 1981. Effect of exogenous E2- 17b on plasma vitellogenin levels in male and female *Chrysemys* and its modulation by T and P4. *Gen. Comp. Endocrinol.*, 43, 413–421.
- Hoffman, D.J., y Moore, J.M. 1979. Teratogenic effects of external egg applications of methylmercury in the mallard. *Anas platyrhynchos. Teratology.* **20(3)**: 453–462.
- Hopkins, B.C., Willson, J.D. y Hopkins, W.A. 2013. Mercury exposure is associated with negative effects on turtle reproduction. *Environmental Science and Technology.* **47(5)**: 2416-2422.
- Hui, C.A., Takekawa, J.Y. y Warnock, S.E. 2001. Contaminant profiles of two species of shorebirds foraging together at two neighboring sites in south San Francisco Bay, California. *Environ Monitor Assess.* **71(2)**:107–121.
- IUCN 2013. Marine Turtle Specialist Group 1996. *Lepidochelys kempii*. In: IUCN Red List of Threatened Species. [Version 2013-2]. Página electrónica ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)).
- INEGI, 2015. Cuadernillos municipales. [Octubre, 2015]. Página electrónica (<http://www.veracruz.gob.mx/finanzas/files/2015/05/Alto-Lucero-de-Gutierrez-Barrios.pdf>).
- INEGI, 2015. Cuadernillos municipales. [Octubre, 2015]. Página electrónica (<http://www.veracruz.gob.mx/finanzas/files/2015/05/Alto-Lucero-de-Gutierrez-Barrios.pdf>).



- Innis, C., Tlusty, M., Perkins, C., Holladay, S., Merigo, C. y Weber, E.S. 2008. Trace metal and organochlorine pesticide concentrations in cold-stunned, juvenile Kemp's Ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. *Chelonian Conservation and Biology*. **7(2)**: 230-239.
- Jop, K.M., Biever, R.C., Hoberg, R. y Shepherd, S.P. 1997. Analysis of metals in blue crabs, *Callinectes sapidus*, from two Connecticut estuaries. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **58(2)**: 311-317.
- Kampalath, R., Gardner, S.C., Méndez-Rodríguez, L. y Jay, J.A. 2006. Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. *Mar. Pollut. Bull.* **52(12)**: 1816–1823.
- Kannan, K., Smith Jr, R.G., Lee, R.F., Windom, H.L., Heitmuller, P.T., Macauley, J.M., y Summers, J.K. 1998. Distribution of total mercury and methyl mercury in water, sediment, and fish from south Florida estuaries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **34(2)**: 109-118.
- Kennicutt, M. C., Schroeder, W. W. y Brooks, J. M. 1995. Temporal and spatial variations in sediment characteristics on the Mississippi–Alabama continental shelf. *Continental Shelf Research*. **15(1)**:1–18.
- Kennish, M.J. 1997. *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. Boca Raton, USA. Ed. CRC Press: 524 pp
- Kenyon, L.O., Landry Jr., A.M., y Gill, G.A. 2001. Trace Metal Concentrations in Blood of the Kemp's Ridley Sea Turtle (*Lepidochelys kempii*). *Chelonian Conservation and Biology*. **4(1)**: 128-135.
- Khera, K.S. 1979. Teratogenic and genetic effects of mercury toxicity. pp 503–518. *En The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. Nriagu, J.O. (ed.). Ed. Elsevier/North-Holland, Amsterdam.
- Kenyon, L.O., Landry, A.M. y Gill, G.A., 2001. Trace metal concentrations in blood of the Kemp's Ridley Sea Turtle (*Lepidochelys kempii*). *Chelon. Conserv. Biol.* **4(1)**: 128–135.
- Lagueux C.J., Campbell C.L., y Lauck E.W. 2005. Estrategia de manejo para la conservación de tortugas marinas en la costa Caribe de Nicaragua. *Wildlife Conservation Society*. **17**: 36-46.
- Lam, J.C., Tanabe, S., Chan, S.K., Lam, M.H., Martin, M., y Lam, P.K. 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.
- Lewis, M., Weber, D., Stanley, R., y Albrecht, B. 2000. Treated wastewater as a source of sediment contamination in gulf of Mexico near - coastal areas: A survey. *Environmental toxicology and chemistry*. **19(1)**: 192-203.

Ley-Quiñones, C. P. 2009. Determinación de Metales Pesados en tortugas Marinas Del Noroeste de México. Tesis de Maestría. CIIDIR-IPN, Sinaloa, México.

Locarnini, P.S.J. y Presley, B.J. 1996. Mercury concentrations in benthic organisms from a contaminated estuary. *Marine Environmental Research*. **41(3)**: 225-239.

López-Portillo, J., Martínez, M.L., Hesp, P.A., Hernández-Santana, J.R., Vásquez-Reyes, V.M., Gómez Aguilar, L.R., Méndez-Linares, A.P., Jiménez-Orocio, O.A. y Gachuz-Delgado, S.L. 2011. Atlas de las costas de Veracruz: manglares y dunas. INECOL-SEP. México. 249 pp.

Mancilla-villa, ó. R., ortega-escobar, h. M., ramírez-ayala, c., uscanga-mortera, e., ramos-bello, r., y reyes-ortigoza, a. L. 2012. Metales pesados totales y arsénico en el agua para riego de Puebla y Veracruz, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 28(1), 39-48.

Márquez R. 1996. Las tortugas marinas y nuestro tiempo. Impresora y Encuadernadora Progreso, México, D.F., 197 pp.

Márquez R. 2004. Las tortugas marinas del Golfo de México. Abundancia, distribución y protección. 173-197 pp. *En: Diagnostico ambiental del Golfo de México Vol 1*. Pisanty I.M. y Ezcurra E. (ed.). Ed. Instituto Nacional de Ecología, México, DF.

Márquez, M. R., Burchfield, P., Carrasco, M. A., Jiménez, C., Díaz, J., Garduño, M., Leo, A., Peña, J., Bravo, R. y González, E. 2001. Update on the Kemp's ridley turtle nesting in México. *Marine Turtle Newsletter*, 92, 2-4.

Martínez-López, B. y Parés-Sierra, A. 1998. Circulación del Golfo de México inducida por mareas, viento y la Corriente de Yucatán, *Ciencias marinas*. 24(1):65-93.

Meylan, A. B. y Meylan, P. A. 1999. Introducción a la Evolución, Historias de Vida y Biología de las Tortugas Marinas. pp. 3 – 5. *En: Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas Trad.* Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. & Donnelly, M. (Eds.). Grupo especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación N° 4. Consolidated Graphic Communications, Blanchard, Pennsylvania USA.

Miller, J. D. 2000. Determinación del Tamaño de la Nidada y el Éxito de Eclosión. pp. 143-149. *En: Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas Trad.* Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. & Donnelly, M. (Eds.). Grupo especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación N° 4. Consolidated Graphic Communications, Blanchard, Pennsylvania USA.

Miller, D.L., Wyneken, J., Rajeev, S., Perrault, J., Mader, D.R., Weege, J. y Baldwin, C.A. 2009. Pathological findings in hatchling and post-hatchling leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) from Florida. *J. Wildl. Dis.* **45(4)**: 962–971.

Núñez-Nogueira, G, Ordoñez, J.B. y Rosiles, M.R. 1998. Concentración y distribución de mercurio en tejidos del cazón (*Rhizoprionodon terraenovae*) del Golfo de México. *Vet. Mex.* **29(1)**: 15-20.

Ochoa, S.A., Halffter, G.E. y Ibarra, R. 1973. Estudio de la Contaminación en el Bajo río Coatzacoalcos. pp 115–162. *En*: Primer Seminario sobre la Evaluación de la Contaminación Ambiental. Instituto Mexicano de Recursos Naturales. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Ed. Instituto Politécnico Nacional, México.

O'Connor, D.J. y Nielsen, S.W. 1981. Environmental survey of methylmercury levels. pp 1728–1745. *En*: Wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the northeastern United States and experimental pathology of methylmercurialism in the otter. Ed. Proceedings, Worldwide Furbearer Conference, Frostburg, MD, USA,

OPS (Organización Panamericana de la Salud). 1978. Criterios de salud ambiental 1, Mercurio. Washington D. C.

Ortiz-Santaliestra, M.E. y Egea-Serrano, A. 2013. Análisis del impacto de la contaminación química sobre la herpetofauna: nuevos desafíos y aplicaciones prácticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* **24(1)**: 2-24.

Owens D. W. y Ruiz G. J. 1980. New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtles. *Herpetologica*, **36(1)**: 17-20.

Pacyna, J.M y Pacyna, E.G. 2002. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.* **9(4)**:269–298.

Páez-Osuna, F., Calderón-Campuzano, M. F., Soto-Jiménez, M. F. y Ruelas-Inzunza, J. R. 2010a. Trace metals (Cd, Cu, Ni and Zn) in blood and eggs of the sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting colony of Oaxaca, Mexico. *Arch Environ Contam Toxicol.* **59**: 632-641.

Páez-Osuna, F., Calderón-Campuzano, M. F., Soto-Jiménez, M. F., y Ruelas-Inzunza, J. 2011. Mercury in blood and eggs of the sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) from a nesting colony in Oaxaca, Mexico. *Marine Pollution Bulletin.* **62(6)**: 1320-1323.

Perrault J., Wyneken J., Thompson L.J., Johnson C. y Miller, D.L. 2011. Why are hatching and emergence success low? Mercury and selenium concentrations in nesting leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) and their young in Florida. *Marine Pollution Bulletin.* **62(8)**: 1671-1682.

Piatt J.F., Harding A.M.A., Shultz M.T., Speckman S.G., van Pelt T.I. y Drew G.S. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. *Mar Ecol Prog Ser.* **352**: 221–34.

Presti S. 1999. Mercury Accumulation in Keratinized Scutes of Sea Turtles: A Comparison of Two Populations. Tesis de Maestría. Texas& AM University, Galveston.

Pritchard, P.C.H. y Mortimer, J.A. 2000. Taxonomía, Morfología Externa e Identificación de las Especies pp. 23-41. *En: Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas Trad.* Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. and Donnelly, M. (ed.). Grupo especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE Publicación N° 4. Consolidated Graphic Communications, Blanchard, Pennsylvania USA.

Quiñones L., Patino-Martínez, J. y Marco A. 2007. Factores que influyen en la puesta, la incubación y el éxito de eclosión de la tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*, en la Playona, Chocó, Colombia. *Rev. Esp. Herp.* **21**: 5-17.

Ramírez, A. V. 2008. Intoxicación ocupacional por mercurio. In *Anales de la Facultad de Medicina. UNMSM. Facultad de Medicina.* **69** (1): 46-51.

Ramírez M.A.Y., García A.G., y Díaz J.C. 2004. La contaminación por mercurio en México. *Gaceta ecológica.* **72**: 21-34.

Ramírez-Romero, P. 2009. Muestreo y Análisis de Mercurio en Sedimentos del Río Coatzacoalcos y la Presa La Zacatecana. Informe Final. Instituto Nacional de Ecología. 48 pp.

Ramírez-Romero, P., Ramírez-Islas, M. E. y Pérez, A. R. 2009. Selección y muestreo de peces de alto consumo humano en México con objeto de determinar la posible influencia del cambio climático en el contenido de mercurio (Hg). *INE.* 124 pp.

Rand, G.M., Wella, P.G. y McCarthy, L.S. 1995. Introduction to Aquatic Ecology. 3-53 pp. *En: Fundamentals of Aquatic Toxicology.* Rand, G.M. (ed.). Ed. Taylor and Francis, London.

Regnell, O. y Ewald, G. 1997. Factors controlling temporal variation in methylmercury levels in sediment and water in a seasonally stratified lake. *Limnol. Oceanog.* **42(8)**: 1784-1795.

Rice, G.E., Senn, D.B., y Shine, J.P. 2009. Relative importance of atmospheric and riverine mercury sources to the northern Gulf of Mexico. *Environmental science and technology.* **43(2)**: 415-422.

Risher, JF. 2003. Elemental Mercury and inorganic compounds: human health aspects. Available The Concise International Chemical Assessment. World Health Organization; Geneva. 60 pp.

Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., y Arvizu-Merin, M. 2007. Mercury distribution in selected tissues of migratory and resident avifauna from Altata-Ensenada del Pabellón Lagoon, southeast Gulf of California. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, **78(1)**: 39-43.

Sakai, H., Ichihashi, H., Suganuma, H. y Tatsukawa, R. 1995. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin*: **30(5)**: 347-353.

Sakai, H., Saeki, K., Hichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S. y 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.

Scaglia, H., Chichizola, C., Franconi, M., Ludueña, B., Mastandrea, C. y Scaglia, J. 2009. Disruptores endocrinos. Composición química, mecanismo de acción y efecto sobre el eje reproductivo. *Reproducción*, 24, 74-86.

Schoeny, R. 1996. Use of genetic toxicology data in US EPA risk assessment: the mercury study report as an example. *Environmental health perspectives*. **104(3)**: 663.

Schneider, L., Maher, W., Green, A. y Vogt, R.C. 2013. Mercury contamination in reptiles: an emerging problem with consequences for wild life and human health. *Mercury: Sources, Applications and Health Impacts*. Ed. Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, New York, USA, 173-232 pp.

Schroeder, W.W., Shultz, A.W., y Dindo, J.J. 1988. Inner-shelf hardbottom areas, northeastern Gulf of Mexico. *Gulf Coast Association of Geological Societies Transaction*. **38**:535–541.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*, jueves 30 de diciembre de 2010.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) 2013. Norma Oficial Mexicana NOM-162-SEMARNAT-2012, Que establece las especificaciones para la protección, recuperación y manejo de las poblaciones de las tortugas marinas en su hábitat de anidación. *Diario oficial de la federación (DOF)*, viernes 1 de febrero de 2013.

Shaver D.J. 1991. Feeding ecology of wild and headstarted Kemp's ridley sea turtles in south Texas waters. *Journal of Herpetology*. **25(3)**: 327-334.

Sunderman, F. W. 1988. Perils of mercury. *Annals of Clinical and Laboratory Science*. **18(2)**: 89-101.

Spann, J.W., Heath, R.G., Kreitzer, J.F. y Locke, L.N. 1972. Ethyl mercury p-toluene sulfonanilide: Lethal and reproductive effects on pheasants. *Science*. **175**: 128–131.

Spotila, J.R. 2004. *Sea turtles: a Complete Guide to Their Biology, Behavior, and Conservation*. Ed. The Johns Hopkins University Press, USA. 227pp.

Stordal, M.C., Gill, G.A., Wen, L.S., y Santschi, P.H. 1996. Mercury phase speciation in the surface waters of three Texas estuaries: Importance of colloidal forms. *Limnology and Oceanography*. **41(1)**: 52-61.

Storelli, M.M., Ceci, E. y Marcotrigiano, G.O. 1998a. Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimens beached along the Adriatic Sea (Italy). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **60(4)**: 546–552.

Storelli, M. M., Ceci, E. y Marcotrigiano, G. O. 1998b. Comparison of total mercury, methylmercury, and selenium in muscle tissues and in the liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **61(4)**: 541-547.

Svobodová, Z., Lloyd, R., Máchová, J. y Vyrusová, B. 1993. *Water Quality and fish health*. FAO Roma. 67 pp.

Swimmer, Y., Arauz, R., Higgins, B., McNaughton, L., McCracken, M., Ballesterro, J., y Brill, R. 2005. Food color and marine turtle feeding behavior: Can blue bait reduce turtle bycatch in commercial fisheries?. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 273-278.

Tan, S.W., Meiller, J.C. y Mahaffey, K.R. 2009. The endocrine effects of mercury in humans and wildlife. *Critical reviews in toxicology*. **39(3)**: 228-269.

Thrush, S.F. y Dayton, P.K. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **33**:449–473.

Tiwari, M. y Bjorndal, K. A. 2000. Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. *Herpetologica*, **56(3)**: 343-356.

Trefry, J.H., Trocine, R.P., McElvaine, M.L., Rember, R.D., y Hawkins, L.T. 2007. Total mercury and methylmercury in sediments near offshore drilling sites in the Gulf of Mexico. *Environmental Geology*. **53(2)**: 375-385.

USEPA, 1995b National Forum on Mercury in Fish. Office of Water. EPA 823-R-95- 002. Washington, DC. 262 pp.

USEPA, 1997. Report to congress: Mercury. Us Environmental protection Agency, Washington, D. C. 136 pp.

USEPA, 2001. Emergency planning and community right to know act-section 313: Guidance for Reporting Toxic Chemicals: Mercury and Mercury Compounds Category. EPA 260 B-01-004. Washington D. C.. 45 pp.

Van de Merwe, J.P., Hodge, M., Olszowy, H.A., Whittier, J.M. y Lee, S.Y., 2010. Using blood samples to estimate persistent organic pollutants and metals in green sea turtles (*Chelonia mydas*). *Mar. Pollut. Bull.* **60(4)**: 579–588.

Vázquez-Botello, A., Ponce-Vélez, G., Villanueva-Fragoso, S. y Rueda-Quintana, L. 1994. Contaminación. 525 pp. *En: Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. Alvarez A., De la Lanza Espino G. y Cáceres Martínez C. (ed.). Ed. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz Baja California Sur, México.

Vázquez de la Cerda, A. M., 2004. Análisis descriptivo de las masas de agua oceánica que arriban al Golfo de México. 69-104 pp. *En: Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Caso, M., Pisanty, I. y Ezcurra E. (Eds.). Instituto Nacional de Ecología/Instituto de Ecología/ Harte Research Institute for Gulf of México Studies,

Villanueva, S., y Botello, A.V. 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.* **8(1)**: 47-61.

Villanueva F.S. y Botello A. V. 1998. Metal pollution in coastal areas of Mexico. pp. 53-94. *En: Reviews of environmental contamination and toxicology*. Ware G. W. Ed. Springer, New York.

Walsh, P.M. 1990. The use of seabirds as monitors of heavy metals in the marine environment. pp. 183–204. *En: Heavy metals in the marine environment*. Furness, R.W. and Rainbow, P.S. (ed.). Ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

Wang, Q., Kim, D., Dionysiou, D.D., Sorial, G.A. y Timberlake, D. 2004. Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systemsa literature review. *Environmental pollution.***131(2)**: 323-336.

Wang, H-C. 2005. Trace Metal Uptake and Accumulation Pathways in Kemp's Ridley Sea Turtles (*Lepidochelys kempi*). Tesis de Doctorado College Station, TX: Texas A&M University. USA.

Wells, R.D., Chumchal, M.M., y Cowan Jr., J.H. 2008. Effect of trawling and habitat on mercury concentration in juvenile red snapper from the northern Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society.* **137(6)**: 1839-1850.

Wendroff A.P. 1990. Domestic mercury pollution. *Nature*. **347(6294)**: 623-623.

Werner S.A., 1994. Feeding ecology of wild and headstarted of Kemp's ridley sea turtles. Tesis de Maestría. Texas A&M University, College Station. Texas, USA.

Wilcox, B. A., y Aguirre, A. A. 2004. One ocean, one health. *EcoHealth*. **1(3)**: 211-212.

Wren, C. D., Stokes, P. M., y Fischer, K. L. 1986. Mercury levels in Ontario mink and otter relative to food levels and environmental acidification. *Canadian Journal of Zoology*, **64(12)**: 2854-2859.

Wyneken J. 2004. La Anatomía de las Tortugas Marinas. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-470, 172 pp.


Yarto, M., Gavilán, A. y Castro, J. 2004 .La contaminación por mercurio en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Distrito Federal, México. *Gaceta Ecológica*, núm. 72, julio-septiembre. 21-34 pp

Zapp-Sluis, M., Boswell, K.M., Chumchal, M.M., Wells, R.J., Soulen, B. y Cowan, J.H. 2013. Regional variation in mercury and stable isotopes of red snapper (*Lutjanus campechanus*) in the northern Gulf of Mexico, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*. **32(2)**: 434-441.



## X. ANEXO

### Anexo A. Permiso de colecta

  
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE  
Y RECURSOS NATURALES


SUBSECRETARÍA DE GESTIÓN  
PARA LA PROTECCIÓN AMBIENTAL  
DIRECCIÓN GENERAL DE VIDA SILVESTRE

OFICIO NÚM. SGPA/DGVS/ 12334 /15

MÉXICO, D. F., A 29 - OCTUBRE - 2015

"2015, Año del Generalísimo José María Morelos y Pavón"


DR. JORGE EUFRATES MORALES MÁVIL  
INSTITUTO DE NEUROETOLOGÍA  
UNIVERSIDAD VERACRUZANA  
AV. DR. LUIS CASTELAZO S/N, KM. 3.5 CARRETERA XALAPA-VERACRUZ  
COL. INDUSTRIAL ÁNIMAS  
XALAPA, VERACRUZ  
C.P. 91190-MÉXICO  
TEL. 01 (228) 841 8900, E-MAIL: jormorales@uv.mx.com




Considerando que ha dado cumplimiento a los requisitos establecidos para efectuar investigación y colecta científica de flora y fauna silvestres en territorio mexicano y con fundamento en el Artículo 32 Bis fracciones I, III, XXII, XXXIX de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; Artículo 19 fracción XXV y 32 fracción VI, XVIII, XXI, XXIV del Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 26 de noviembre de 2012; 79, 80 fracción I, 82, 83 y 87 párrafo cuarto de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; Artículos 9º. Fracción XII, 97 y 98 de la Ley General de Vida Silvestre; 12, 123 Fracción IV y 126 del Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre; Artículo 85, Artículo 88, fracciones I y II, Artículo 105, fracciones II y III del Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Áreas Naturales Protegidas (ANP's); las disposiciones relativas de la Norma Oficial Mexicana NOM-126-SEMARNAT-2000, por la que se establecen las especificaciones para la realización de actividades de colecta científica de material biológico de especies de flora y fauna silvestres y otros recursos biológicos en el territorio nacional; la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo, la Dirección General de Vida Silvestre **autoriza** la licencia de colecta científica por proyecto sobre especies o poblaciones en riesgo o sobre hábitat crítico, para desarrollar las siguientes actividades inherentes al proyecto de investigación denominado "**Análisis de metales pesados en huevos y plasma de tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) y tortuga verde (*Chelonia mydas*), y su efecto sobre la nidada en Veracruz, México**".

- Colecta de huevos de tortuga de las especies "tortuga marina verde del Atlántico, tortuga blanca" *Chelonia mydas* y "tortuga lora" *Lepidochelys kempii* en una proporción de hasta dos (02) huevos por especie, por nido en hasta cinco (05) nidos por localidad de colecta para la toma de medidas morfométricas (talla y peso) y su análisis en laboratorio.
- Contención de hasta cinco (05) ejemplares (hembras anidadoras) por especie y por localidad de colecta de "tortuga marina verde del Atlántico, tortuga blanca" *Chelonia mydas* y "tortuga lora" *Lepidochelys kempii* para la toma de medidas morfométricas (longitudes del caparazón, cefálica, hocico-cloaca), obtención de una muestra de sangre por ejemplar y su liberación inmediata en el área de colecta.
- Monitoreo y marcaje de nidos de "tortuga marina verde del Atlántico, tortuga blanca" *Chelonia mydas* y "tortuga lora" *Lepidochelys kempii* para la colecta de hasta diez (10) cascarones por especie y por localidad de colecta para su análisis en laboratorio.

Las actividades se llevarán a cabo en las siguientes localidades ubicadas en las playas de: **Villamar, municipio de Tuxpan; Tecolutla, municipio de Tecolutla; Raudal, municipio de Nautla y Santander, municipio de Alto Lucero de Gutiérrez Barrios, estado de Veracruz**. La presente autorización tendrá una vigencia de un (01) año a partir de la emisión de la misma.



Ejército Nacional número 223,  
Colonia Anáhuac, Delegación Miguel Hidalgo  
Código Postal 11320, Distrito Federal



Continúa al reverso.../  
Hoja 1 de 2



SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE  
Y RECURSOS NATURALES

SUBSECRETARÍA DE GESTIÓN  
PARA LA PROTECCIÓN AMBIENTAL  
DIRECCIÓN GENERAL DE VIDA SILVESTRE

OFICIO NÚM. SGPA/DGVS/ 12334 /15

MÉXICO, D. F., A 29 - OCTUBRE - 2015

Se recomienda que durante sus actividades de campo, en el caso de observar ejemplares de especies listadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, se notifique de ello (la especie, ubicación geográfica y la fecha) a esta Dirección General, en el informe de actividades antes mencionado.

La presente autorización es personal e intransferible y habrá de mostrarse a las Autoridades Federales, Estatales y Municipales cuantas veces lo soliciten.

El incumplimiento de las condiciones aquí establecidas, dará origen a la instauración de un procedimiento administrativo ante la autoridad competente, para proceder a la cancelación de la autorización y a la aplicación de la legislación correspondiente, según sea el caso.

EL DIRECTOR GENERAL

JORGE MAKSABEDIAN DE LA ROQUETTE

- C.c.p.- C. Joel González Moreno.- Director General de Inspección de Vida Silvestre, Recursos Marinos y Ecosistemas Costeros, PROFEPA. e-mail: [vida\\_silvestre@profepa.gob.mx](mailto:vida_silvestre@profepa.gob.mx), [jmeila@profepa.gob.mx](mailto:jmeila@profepa.gob.mx)  
 C. José Antonio González Azuara.- Delegado Federal de la SEMARNAT en el Estado de Veracruz.- e-mail: [delegado@veracruz.semarnat.gob.mx](mailto:delegado@veracruz.semarnat.gob.mx)  
 C. David Gutiérrez Carbonell.- Director General de Manejo para la Conservación de Áreas Naturales Protegidas, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, e-mail: [daguti@conanp.gob.mx](mailto:daguti@conanp.gob.mx)  
 C. Augusto Mirafuentes Espinosa.- Coordinador de Asesores de la Subsecretaría de Gestión para la Protección Ambiental.- e-mail: [coordinacion.sgpa@semarnat.gob.mx](mailto:coordinacion.sgpa@semarnat.gob.mx)  
 C. Fernando Sánchez Camacho.- Departamento de Análisis para el Aprovechamiento de Otras Especies. e-mail: [fsanchez@semarnat.gob.mx](mailto:fsanchez@semarnat.gob.mx)

Archivo General 09/K5-1247/10/15  
LEGM/MAG/FSC/OCT

c.oscar/colecta cientifica/permiso especial\_Jorge Morales (tortugas-metales) SUNIVS (30-10-15)

"Por uso eficiente del papel, las copias de conocimiento de este asunto son remitidas via electrónica".

Hoja 2 de 2

Ejército Nacional número 223,  
Colonia Anáhuac, Delegación Miguel Hidalgo  
Código Postal 11320, Distrito Federal

**Anexo B.** Resultado de las pruebas estadísticas utilizadas para encontrar diferencia entre las variables de los sitios de muestreos. Largo curvo del caparazón (LC), ancho curvo del caparazón (AR), largo recto del caparazón (LR), ancho curvo del caparazón (AC), largo hocico-cloaca (LHC), peso de

huevo (PDH), peso del huevo (DDH), peso de la tortuga (PT), tamaño de nidada (TN), ancho de la cabeza (ACABE), largo de la cabeza (LCABE).

| Variables | Estadístico | gl     | P       |
|-----------|-------------|--------|---------|
| AC        | t = 0.2408  | 8.825  | 0.8152  |
| LC        | t = -1.343  | 8.597  | 0.2136  |
| LHC       | t = 0.408   | 13.993 | 0.6895  |
| TN        | W = 36.5    | 14     | 0.5146  |
| PDH       | t = 1.7389  | 12.682 | 0.1062  |
| DDH       | t = -2.3249 | 11.589 | 0.03913 |
| PT        | W = 18      | 14     | 0.3277  |
| AR        | t = 0.1932  | 11.906 | 0.8501  |
| LR        | t = 0.0916  | 11.252 | 0.9286  |
| ACABE     | W = 14.5    | 14     | 0.1476  |
| LCABE     | t = -0.4897 | 11.551 | 0.6335  |
| Hg plasma | W = 38.5    | 14     | 0.3631  |
| Hg huevo  | W = 27      | 14     | 0.7861  |

**Anexo C.** Correlaciones en playa Santander entre Hg y largo curvo del caparazón (LC), ancho curvo del caparazón (AR), largo recto del caparazón (LR), ancho curvo del caparazón (AC), largo hocico-cloaca (LHC), peso de huevo (PDH), peso del huevo (DDH), peso de la tortuga (PT), tamaño de nidada (TN).

| Correlación            | VE      | GL | P      | r <sub>2</sub> |
|------------------------|---------|----|--------|----------------|
| Hg plasma vs LC        | -1.5689 | 4  | 0.1918 | -0.6172012     |
| Hg plasma vs AC        | -0.7192 | 4  | 0.5118 | -0.3383758     |
| Hg plasma vs LR        | -1.8296 | 4  | 0.1413 | -0.6749821     |
| Hg plasma vs AR        | -0.2299 | 4  | 0.8295 | -0.1141884     |
| Hg plasma vs LHC       | 0.0071  | 4  | 0.9947 | 0.00355749     |
| Hg plasma vs PDH       | 0.4977  | 4  | 0.6448 | 0.2414659      |
| Hg plasma vs DDH       | -0.0636 | 4  | 0.9523 | -0.03177807    |
| Hg plasma vs PT        | 45.2986 | 4  | 0.5714 | -0.2942449     |
| Hg plasma vs TN        | -0.9994 | 4  | 0.3742 | -0.4469819     |
| Hg plasma vs hg huevos | 0.2034  | 4  | 0.8487 | 0.1011982      |

**Anexo D.** Correlaciones en playa Tecolutla entre Hg y largo curvo del caparazón (LC), ancho curvo del caparazón (AR), largo recto del caparazón (LR), ancho curvo del caparazón (AC), largo hocico-cloaca (LHC), peso de huevo (PDH), peso del huevo (DDH), peso de la tortuga (PT), tamaño de nidada (TN).

| Correlación | VE | GL | P | r <sub>2</sub> |
|-------------|----|----|---|----------------|
|-------------|----|----|---|----------------|

|                        |          |   |          |            |
|------------------------|----------|---|----------|------------|
| Hg plasma vs LC        | 152.1602 | 8 | 0.8308   | 0.078      |
| Hg plasma vs AC        | 29.5242  | 8 | 0.003592 | 0.8211     |
| Hg plasma vs LR        | 51.7976  | 7 | 0.1103   | 0.5683531  |
| Hg plasma vs AR        | 78.1985  | 7 | 0.3583   | 0.3483454  |
| Hg plasma vs LHC       | -1.4696  | 8 | 0.1799   | -0.4610578 |
| Hg plasma vs PDH       | 55.1259  | 8 | 0.03555  | 0.6659034  |
| Hg plasma vs DDH       | 91.171   | 8 | 0.1948   | 0.4474486  |
| Hg plasma vs PT        | 0.1671   | 7 | 0.872    | 0.063      |
| Hg plasma vs TN        | 145.7403 | 8 | 0.7481   | 0.1167257  |
| Hg plasma vs hg huevos | 21.6219  | 8 | 0.001098 | 0.8689582  |

**Anexo E.** Microcorrientes en el Golfo de México. Figura tomada del Atlas Oceanográfico del Golfo de México y Mar Caribe (1974)

