

Programa de Estudios de Posgrado

Los Metales Pesados en Cuarto Especies de Tortugas

Marinas de Baja California, México

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales

(Orientación en: Biología Marinas)

presenta

Sionnan L. Fitzgerald

La Paz, B.C.S., (Agosto 2004)

Resumen

Se analizaron metales pesados específicos (Pb, Fe, Se, Cd, Ni, Cu, Zn y Mn) en cuatro diferentes tejidos (riñón, hígado, músculo y tejido adiposo) colectados de un total de 23 tortugas marinas. Las tortugas fueron resultado de pesca incidental, capturadas por los pescadores locales en la península de Baja California, México. *Chelonia mydas* (11), *L. Olivacea* (6), *C. caretta* (5) y *E. imbricata* (1), son especies amenazadas o en peligro de extinción que se encuentran en la región de México, protegidas por leyes internacionales. Es poco lo que se conoce al respecto de los niveles de metales en tortugas marinas y no hay estudios hasta la fecha que hayan intentado evaluar los niveles de metales en tortugas marinas para esta localidad.

Ciertas tendencias fueron observadas; por ejemplo, se encontró la mayor concentración de Cd y Mn en el riñón de todas las especies estudiadas. Se encontraron altos niveles de Cd en tejido de riñón de todas las especies excepto para la única muestra de *E. imbricata*, que tuvo una concentración baja comparada con los valores reportados en Australia (Gordon, 1998). Se han reportado altos niveles de Cd en otras especies encontradas en esta región (Méndez, 2002); también se han reportado altas concentraciones de Cd en *C. mydas* alrededor del mundo (Gordon, 1998). Se garantiza una compresión adicional sobre esta tendencia global. Se detectaron las concentraciones más altas de Fe en tejido de hígado de todas las especies excepto de *E. imbricata*, para la cual el riñón fue el que tuvo la concentración más alta. Los valores del Fe en el tejido de hígado de *L. olivacea* fueron notablemente altos (promedio=2331.40 ppm) y pueden dar pie a estudios adicionales ya que niveles

excesivos de hierro en el hígado pueden originar fibrosis y cirrosis del órgano (Bassett et al., 1986).

Se observaron correlaciones positivas entre el Cu y el Fe en el tejido adiposo de *C. mydas* y *L. olivacea*, mientras que el Ni y el Mn estuvieron correlacionados positivamente dentro del tejido adiposo de *L. olivacea* y *C. caretta*. Se encontraron correlaciones positivas entre el Mn/Fe y entre Mn/Cd dentro del tejido de hígado de *L. olivacea* y *C. caretta*. A pesar de que se notaron varias correlaciones dentro del tejido muscular de las tres especies estudiadas, no se observó ninguna tendencia entre ellas. Se encontraron varias correlaciones involucrando el tamaño del animal y el nivel del metal dentro de los tejidos. El Zn estuvo correlacionado positivamente con el tamaño en el tejido de hígado de *L. olivacea*, pero correlacionado negativamente con el tejido adiposo en *C. caretta*. El níquel estuvo correlacionado positivamente con el tejido de riñón de *C. caretta*, aunque solo dos muestras de este tejido tuvieron niveles detectables del metal. Las correlaciones observadas en el presente estudio varían de aquellas previamente descritas por Sakai (2000), quien encontró correlaciones entre el Zn, Cu y Cd dentro del tejido de hígado y riñón de tortugas verdes.

Palabras claves: metales pesados, tortugas marinas, Baja California

Abstract

Abstract: Specific heavy metals (Pb, Fe, Se, Cd, Ni, Cu, Zn and Mn) were analyzed in four different tissues (kidney, liver, muscle and adipose) collected from a total of 23 marine turtles. Turtles were the result of accidental by-catch, captured by local fishermen in the Baja peninsula, México. *Chelonia mydas* (11), *L. olivacea* (6), *C. caretta* (5) and *E. imbricata* (1) are all endangered or threatened species found in this region of México, protected by international law. Little is known regarding the baseline levels of metals in marine turtles and no studies to date have attempted to assess levels of metals from marine turtles in this locale.

Certain trends were noticeable, for example, Cd and Mn were found in greatest concentration in kidney of all species studied. High levels of Cd were found in kidney tissue of every species except the single sample of *E. imbricata*, which had a low concentration when compared to those values reported in Australia (Gordon, 1998). High levels of Cd have been reported in other species found in this region (Mendez, 2002) and high Cd concentrations in *C. mydas* have been reported around the world (Gordon, 1998). Further understanding of this global trend is warranted. Fe was detected in highest concentration in the liver tissue of all species except *E. imbricata*, in which kidney had the highest concentration. Fe levels in liver of *L. olivacea* were noticeably high (average=2331.40 ppm) and may call for further study as excessive levels of iron in liver may lead to fibrosis and cirrhosis of the organ (Bassett et al., 1986).

Positive correlations were seen between Cu and Fe in adipose tissue of both *C. mydas* and *L. olivacea*, while Ni and Mn were positively correlated within adipose of *L. olivacea* and *C. caretta*. Positive correlations between Mn/Fe and Mn/Cd were found within liver tissue of *L. olivacea* and *C. caretta*. Although several correlations were noticed within muscle tissue of the three species studied, no trend was seen among them. Several correlations were found involving animal size and metal level within tissues. Zn was positively correlated with size in liver tissue of *L. olivacea*, but negatively correlated with adipose tissue in *C. caretta*. Cu was positively correlated with size in adipose of *C. caretta*. Ni was positively correlated with kidney tissue of *C. caretta*, although only two samples of this tissue contained detectable levels of the metal. The correlations seen in the present study varied from those previously described by Sakai (2000), who found correlations among Zn, Cu and Cd within liver and kidney tissues of green turtles.

Key words: heavy metals, marine turtles, Baja California

Dedicatoria

To Mexico and all of its magical people. I have truly fallen in love.

And to a very best friend, Palix. I hope there is an endless supply of bones where you are.

I am myself and what is around me,

And if I do not save it, it shall not save me.

- Jose Ortega y Gasset

"You think dogs will not be in heaven? I tell you, they will be there long before any of us."

-Robert Louis

Agradecimientos

Primero y antes que nada, quisiera agradecer a todos en el CIBNOR, especialmente a mis compañeros de clase, uno de los grupos más increíbles de gente que he tenido el beneficio de conocer. Sin estas personas, nunca hubiera logrado pasar ni siquiera mi primer semestre. Ofrecieron desinteresadamente apoyo consistente, ayuda con mis “trabajos-siempre-en-progreso” Español, risas, una introducción a las bellezas de México y a todo sobre las maravillosas personas y costumbres; y también la importancia de una buena pachanga. Estos son amigos para toda mi vida y les deseo siempre lo mejor.

Susan Gardner por ser una gran inspiración, una amable amiga y un asesor muy paciente. Gracias por darme esta oportunidad y por tu concordia, me llevo conmigo muchas cosas que has dicho en el camino.

Alejandra Perea por una buena amistad y por una agonizante ayuda con la traducción. Eres un alma increíblemente genuina y amable.

Lia Méndez, Tania Centeno y Dra. Ann Depeyster por ayudarme enormemente y por ser unos científicos verdaderamente inspiradores.

Baudilio por una gran ayuda con los análisis de laboratorio y por una amistad (y por no matarme cuando choqué contra tu carro).

Arturo, La Puma (mi hermana de México), Milagros, Amaury (por muchas risas, gran amistad y muchas instrucciones maravillosas en el campo). Héctor, Itzel, Rodrigo, Alberto y todos los grandiosos choferes del CIBNOR.

A la estupenda gente de Bahía Magdalena por ayudarnos con este proyecto y por invitarnos a sus casas y corazones durante muchas ocasiones en el campo.

Al proyecto PISES y a SDSU, especialmente a Richard M. Gersberg, por permitirme ser parte de su ocupado laboratorio en San Diego. A Walter, Joel Wright y Jesus del Departamento de Toxicología en SDSU.

A toda la gente del CIBNOR por ser especialmente maravillosos conmigo a pesar de cualquier dificultad del idioma y por siempre hacerme sentir bienvenida en un ambiente muy nuevo.

Gabriel y todas las personas de Especialidades Veterinarias por una amistad y por consentirme con mi obsesión por los dulces.

A la Doctora Thelma Castellana, Osvelia y Leti por ser tan graciosas y serviciales.

SETAC por permitirme compartir mis datos y ofrecer apoyo para viajar y hacerlo.

CONACYT (proyecto G35437-B) por financiar este proyecto y permitir mis estudios en México.

A toda mi familia y amigos y a todos los demás que haya omitido de esta corta lista, sin estas personas nunca hubiera llegado tan lejos. Gracias especialmente a mi maravillosa Madre (verdaderamente increíble).

Y Arash Kohan por apoyo y comprensión y bueno, por todo lo demás.

Contenido

Lista de figuras.....	I
Lista de tablas.....	II
1. Introduccion.....	III
1.1 Justificacion.....	50
1.2 Antecedentes.....	53
1.3 Objetivos.....	56
1.3.1. Objetivo general.....	56
1.3.2. Objetivos particulares.....	56
2. Metodologia del estudio.....	57
2.1 Área de estudio.....	57
2.2 Protocolo de colección de muestras.....	60
2.3 Analisis del laboratorio.....	60
2.4 Analisis estadistico.....	63
3. Resultados del estudio.....	64
3.1. Tamano de las tortugas.....	64
3.2. Metales dentro de los tejidos (Intraespecies).....	65
3.3. Metales entre las especies (Interespecies).....	73
3.4. Correlaciones de metales (Inraespecies).....	76
4. Discusion.....	85
5. Literatura citada.....	98

Lista de figuras

Figura 1. Gráfico circular o “de pastel” representando el consumo de Cd del mundo occidental.....	39
Figura 2. Sitios de muestreo.....	59
Figura 3. Concentraciones de Fe (ppm) en diferentes tejidos de <i>C. mydas</i>	66
Figura 4. Concentraciones de Cu (ppm) en diferentes tejidos de <i>C. mydas</i>	66
Figura 5. Concentraciones de Cd (ppm) en diferentes tejidos de <i>C. mydas</i>	67
Figura 6. Concentraciones de Zn (ppm) en diferentes tejidos de <i>C. mydas</i>	67
Figura 7. Concentraciones de Ni (ppm) en diferentes tejidos de <i>C. mydas</i>	68
Figura 8. Concentraciones de Cu en diferentes tejidos de <i>L. olivacea</i>	69
Figura 9. Concentraciones de Cd en diferentes tejidos de <i>L. olivacea</i>	69
Figura 10. Concentraciones de Ni en diferentes tejidos de <i>L. olivacea</i>	70
Figura 11. Concentraciones de Zn en diferentes tejidos de <i>L. olivacea</i>	70
Figura 12. Concentraciones de Cd en diferentes tejidos de <i>C. caretta</i>	71
Figura 13. Concentraciones de Cu en diferentes tejidos de <i>C. caretta</i>	72
Figura 14. Concentraciones of Zn en riñón de cuatro especies de tortugas marinas.....	73
Figura 15. Concentraciones of Mn en riñón de cuatro especies de tortugas marinas.....	74
Figura 16. Concentraciones de Zn en tejido adiposo de cuatro especies de tortugas marinas.....	75
Figura 17. Concentraciones de Mn en tejido adiposo de cuatro especies de tortugas marinas.....	75
Figura 18. Correlación entre Cu y Fe en tejido adiposo de <i>C. mydas</i>	76
Figura 19. Correlación entre Mn y Cd en tejido adiposo de <i>C. mydas</i>	77
Figura 20. Correlación entre Cu y Pb en músculo de <i>C. mydas</i>	77

Figura 21. Correlación entre Fe y Cd en tejido adiposo de <i>L. olivacea</i>	78
Figura 22. Correlación entre Cu y Fe en tejido adiposo de <i>L. olivacea</i>	78
Figura 23. Correlación entre Ni y Mn en tejido adiposo de <i>L. olivacea</i>	78
Figura 24. Correlación entre Cu y Cd en tejido adiposo de <i>L. olivacea</i>	79
Figura 25. Correlación entre tamaño y Zn en hígado de <i>L. olivacea</i>	79
Figura 26. Correlación entre Fe y Cd en hígado de <i>L. olivacea</i>	79
Figura 27. Correlación entre Mn y Cd en hígado de <i>L. olivacea</i>	80
Figura 28. Correlación entre Fe y Mn en hígado de <i>L. olivacea</i>	80
Figura 29. Correlación entre Cu y Cd en músculo de <i>L. olivacea</i>	80
Figura 30. Correlación entre Cu y tamaño en tejido adiposo de <i>C. caretta</i>	81
Figura 31. Correlación entre Zn y tamaño en tejido adiposo de <i>C. caretta</i>	81
Figura 32. Correlación entre Cd y Fe en tejido adiposo de <i>C. caretta</i>	82
Figura 33. Correlación entre Mn y Ni en tejido adiposo de <i>C. caretta</i>	82
Figura 34. Correlación entre Ni y tamaño en tejido adiposo de <i>C. caretta</i>	82
Figura 35. Correlación entre Ni y tamaño en tejido muscular de <i>C. caretta</i>	83
Figura 36. Correlación entre Mn y Fe en tejido de hígado de <i>C. caretta</i>	83
Figura 37. Correlación entre Mn y Cd en tejido de hígado de <i>C. caretta</i>	83
Figura 38. Correlación entre Zn y Ni en tejido muscular de <i>C. caretta</i>	84

Lista de tablas**III.**

Tabla I. Estatus de Conservación de reptiles y anfibios.....	IV
Tabla II. Porcentajes de Peligro de Extinción, Apéndice I, Y Taxon extinto.....	2
Tabla III. Nombres científicos y comunes de las tortugas marinas incluidas en este estudio, con el estado actual y rangos conocidos.....	8

Introducción/Justificación:

La disminución de los reptiles

A pesar de que los biólogos reportan una disminución en las poblaciones de reptiles a nivel mundial, hay carencia sobre la información de soporte y sobre las tasas de pérdida concretas (Garber y Burger, 1995). La disminución de los anfibios a nivel mundial, ha llamado mucho la atención; y aunque los anfibios y los reptiles frecuentemente se consideran conjuntamente, la disminución de los reptiles merece atención propia. Cuando se suman con los problemas experimentados por los anfibios, empeorados por un rápido incremento en las poblaciones humanas, la evidencia sugiere que ahora toda la herpetofauna se enfrenta a una crisis a nivel mundial (Gibbons, 2000).

Las amenazas de la deforestación, el drenaje de los humedales y la contaminación, ejercen un inmenso estrés sobre los anfibios y reptiles. Aunque la disminución de los anfibios es una amenaza seria, parece ser que los reptiles se encuentran en mayor peligro de extinción a nivel mundial (Tabla I y II). Ejemplos de ambos grupos indican que estos dos grupos de animales sufren por fuentes de estrés de orígenes conocidos y desconocidos que, sin remediación, solo pueden originar a una continua declinación y a extinciones potenciales.

Tabla I. Estatus de Conservación de reptiles y anfibios, de acuerdo al Servicio de Pesca y Vida Silvestre (USFW), a la Convención Internacional de Comercio de Especies en Peligro de Extinción (CITES) y a la Unión de Conservación Mundial (IUCN) (reproducido de Gibbons et al, 2000).

TAXON	# Species	FWS		CITES*			IUCN		
		Endangered	Threatened	Appendix I	Appendix II	Appendix III	Extinct	Endangered	Vulnerable
Amphibians	4680	17	9	13	68	0	5	49	75
Frogs & Toads	4100	9	5	11	66	0	5	38	50
Salamanders	415	8	4	2	2	0	0	11	25
Reptiles	7150	70	18	70	383	19	20	100	153
Turtles	260	33	4	25	49	6	6	38	58
Lizards	5066	14	8	16	238	0	11	30	66
Snakes	1800	6	3	11	88	13	3	25	25

*Apéndice I= número de especies amenazadas con extinción. Apéndice II= especies actualmente no amenazadas pero posibles a estarlo a menos que se restrinja el comercio. Apéndice III= especies enumeradas para prevenir o restringir la explotación.

Tabla II. Porcentajes de Peligro de Extinción, Apéndice I, y Taxón extinto con respecto a las figuras encontradas en la Tabla I.

TAXON	FWS % Endangered	CITES % Appendix I	IUCN % Extinct	% Endangered
Amphibians	0.36	0.28	0.11	1.05
Frogs & Toads	0.22	0.27	0.12	0.93
Salamanders	1.93	0.48	0	2.65
Reptiles	0.98	0.98	0.28	1.4
Turtles	12.69	9.62	2.31	14.62
Lizards	0.28	0.32	0.22	0.59
Snakes	0.33	0.61	0.17	1.39

La severidad de la crisis de las tortugas fue acentuada por Rhodin (1999), quien reportó que aproximadamente de 293 taxa (principalmente especies, pero incluyendo algunas subespecies) de tortugas de agua dulce, tortugas terrestres y tortugas marinas en existencia de los últimos siglos, ya están extintos 3% (9 taxa) en estado salvaje, un 4% (12 taxa) adicional se encuentran críticamente amenazados, 11% (32 taxa) están amenazados y 21% (61 taxa) son vulnerables. Las causas de esta disminución se conocen en algunas instancias, en muchos casos se sospecha y son completamente desconocidas en otros (Gibbons, 2000).

Los efectos directos e indirectos de la contaminación ambiental y del cambio climático global, comúnmente son difíciles de cuantificar y serán difíciles de cambiar a corto plazo pero debemos procurar entender mejor estos factores potenciales para poder reducir sus impactos en las poblaciones de reptiles y su hábitat. El monitoreo a largo plazo de las poblaciones de reptiles es esencial y debe estar apoyado por el establecimiento de métodos estandarizados. Los inventarios de la herpetofauna deben convertirse en una parte estándar de los programas de valoración ambiental. Cuando el monitoreo a largo plazo y de amplia difusión sea regular, las declinaciones llegarán a ser probablemente menos misteriosas (Gibbons, 2000).

Establecer las concentraciones biológicas o de línea de base (como por ejemplo, las concentraciones de elementos en secciones de la biosfera que no están influenciadas de forma significativa por emisiones antropogénicas o por exposición natural inusual), es una meta fundamental de la toxicología de la vida silvestre pero es problemática por varias razones (Dallinger and Rainbow 1993). Algunas dificultades para valorar el nivel “natural” de metales dentro de un organismo son: alteraciones de los factores de edades y etapas del ciclo de vida en animales (especialmente en el caso de un animal que podría vivir más de un siglo), alteraciones en varias áreas de captura y la posibilidad de que algunos de estos animales hayan pasado por contaminación o “hotspots” (haciendo rutas de migración, que hasta ahora los científicos están averiguando en el caso de las tortugas marinas, que es muy importante) y verdaderamente entendiendo las diferencias fisiológicas en las especies que se están estudiando (diferencias metabólicas que podrían explicar los diferentes niveles de algunos elementos).

El conocer las tasas de metales en diferentes tejidos puede ayudar a entender las posibles rutas de asimilación y desintoxicación en estos organismos (Méndez, 2002). Es con esta base de datos que uno puede determinar si una cierta población puede o no, contener niveles alterados de contaminantes y así, manejar apropiadamente a estos animales y su hábitat en una escala global. Comparada con otros vertebrados marinos, la base de datos sobre contaminantes en tortugas marinas es muy limitada (Pugh and Becker, 2001).

Muchas investigaciones han reportado la acumulación de metales pesados en mamíferos marinos y aves marinas, los cuales, tienen una larga vida y ocupan niveles tróficos superiores en la red trófica marina. Las concentraciones de metales pesados varían de acuerdo a los procesos biológicos tales como edad, sexo, reproducción, migración, muda, etc. Por lo tanto, un entendimiento de la historia natural es increíblemente valioso para evaluar los niveles de metales entre las especies. Se esperan variaciones para las tortugas marinas, con más estudios necesarios para establecer la relación entre acumulación del metal y los procesos biológicos. La exposición a contaminantes de metales pesados, está influenciada por las estrategias de alimentación (Méndez, 2002) y por lo tanto, la diferenciación interespecífica debe ser tratada.

Las tortugas marinas son afectadas por numerosos problemas de salud; el estrés ambiental juega un papel importante en cómo el animal va a responder a infecciones, deficiencias nutricionales y trauma físico (George, 1997). De forma similar a mamíferos marinos y aves marinas, las tortugas marinas están comúnmente expuestas a niveles elevados de muchos metales pesados y elementos traza. Se conoce poco acerca del sistema inmunológico de las

tortugas marinas. Sin embargo, se puede asumir que como otros vertebrados, estos animales pueden sufrir una reducción en la inmunorespuesta cuando están estresados.

Se ha sugerido un componente inmunológico mediador de la fibropapilomatosis, una enorme amenaza para la población de tortugas marinas (Balazs y Pooley, 1991), implicando muchos contaminantes como posibles inmunosupresores. Y puede ser que si el sistema inmunológico es suprimido por muchos metales y otros contaminantes, este sea incapaz de desempeñar un papel en la identificación y rechazamiento (vigilancia inmune) de tumores. La investigación en otras especies con fibropapilomas, ha sugerido que la contaminación química puede activar virus latentes o aumentar indirectamente su virulencia (Gamache y Horrocks, 1992). Análisis de mercurio realizados en tortugas amarillas capturadas en la costa sureste de los Estados Unidos, correlacionaron negativamente los valores de Hg en sangre con la proliferación de las células-B y el conteo de glóbulos blancos (Adams et al.; Day et al., 2002).

El presente estudio forma parte de un proyecto de monitoreo a gran escala, el cual está intencionado para valorar el estado actual de las tortugas marinas en la región de Baja California, México y para tratar algunos de los aspectos desconocidos mencionados anteriormente. Utilizando tejidos de tortugas marinas muertas por causa de captura incidental de las pesquerías, este proyecto estudiará un gran número de muestras durante un extenso periodo. Debido al hecho de que las tortugas marinas están altamente protegidas a nivel mundial por el Acto de Especies en Peligro de Extinción, esta información es invaluable y hace del proyecto un excelente medio para obtener información toxicológica al

respecto de las tortugas marinas. Con este tipo de proyectos comprensivos, algunas de las preguntas involucradas en la disminución de los reptiles, empezarán a aclararse y mejorará el planeamiento internacional.

Tortugas Marinas

Las tortugas marinas están clasificadas en dos grandes familias con seis géneros y siete especies (Limpus et al 1988) que se encuentran ampliamente distribuidas en las aguas tropicales, subtropicales y templadas de todos los océanos del mundo. Las tortugas marinas se pueden dividir en dos familias: Cheloniidae, aquellas con escamas en su caparazón y Dermochelyidae, aquellas sin escamas. La familia Dermochelyidae consiste en sola una especie, la tortuga laúd, una tortuga marina cubierta por una piel coriácea y la única que no tiene la espina dorsal adherida a la parte interna del caparazón. Las tortugas marinas son todas reptiles de larga vida, de gran tamaño los cuales se reproducen vía huevos que son enterrados en las playas de todo el mundo, pero no necesariamente cercanos a su hábitat de alimentación. La mayoría de las especies de tortugas marinas se alimentan cerca de los últimos eslabones o de los eslabones medios de la cadena trófica marina (Godley, 1998). Sin embargo, como todos los depredadores, son vulnerables a las perturbaciones en el ambiente marino que pueden afectar niveles más bajos de la cadena trófica y pueden adquirir cargas significativas de toxinas y contaminantes tales como Cd, a través de la bioacumulación de pequeñas cantidades de dichas sustancias encontradas en sus presas.

La separación cronológica mínima de las líneas de tortugas marinas modernas, probablemente no sea más de 30 millones de años. La que dio origen a *Dermochelys* tiene

probablemente por lo menos 50 millones de años (Carr, 2001). Las tortugas, vinculadas con el ambiente terrestre para la colocación de huevos, se asume que tienen orígenes terrestres. La infiltración exitosa de nichos acuáticos por tortugas antiguas y modernas, probablemente fue posible por una adaptación significativa. La forma rígida y corta de su cuerpo, ofrecía resistencia a los ataques de depredadores pero reducía su velocidad y agilidad. El caparazón requerido, no requería de muchas modificaciones en la transición a la vida acuática; generalmente, solo un perfil más aerodinámico que mejoró la natación. Debido a la extensa área del océano que las tortugas marinas cubren en un ciclo de vida, las demandas para una superior capacidad y duración fueron mayores. Las extremidades requerían más modificaciones, y la forma exacta de los miembros nuevos dependió del grado de especialización implicado (Lutz, 1996).





Tortugas Marinas en Baja California, México

La costa oeste de México, proporcionó alguna vez el alimento, protección y playas de anidación para uno de los más grandes y diversos ensambles de tortugas marinas en el mundo. De los millones de tortugas marinas que existieron en las costas del Pacífico mexicano, solo algunos miles permanecen (Clifton et al., 1995). En 1972, el gobierno mexicano empezó a regular la captura de las tortugas marinas (Secretaría de Pesca, 1990).

Aunque ahora existen regulaciones que prohíben la captura o el consumo de tortugas, es difícil hacerlas cumplir. A lo largo de la Península de Baja California, hay muchos pueblos de pescadores que a menudo, son comunidades dependientes de los recursos naturales. El 30 de septiembre de 1991, México se convirtió en el 111^{avo} partido en el CITES. México ratificó en CITES sin reservaciones.

El presente proyecto se enfocó en cuatro de las cinco especies encontradas en la Península de Baja California (Tabla III); la tortuga verde del Pacífico este, *Chelonia mydas agassizii*; la tortuga golfina, *Lepidochelys olivacea*; la tortuga amarilla, *Caretta caretta gigas* y la tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*. La quinta especie encontrada en esta región de México, la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), no se incluyó en este estudio debido a que no es tan común en la Península de Baja California.

Tabla III. Nombres científicos y comunes de las tortugas marinas incluidas en este estudio, con el estado actual y rangos conocidos (tomado del Servicio de Pesca y Vida Silvestre, 2004).

Threatened and Endangered Species System (TESS)					
Scientific Name	Common Name	Group Code	Listing Status	Current Known Range	
<i>Caretta caretta</i>	Loggerhead sea turtle	Reptiles	Threatened	Threatened = Various areas of the United States, Palau, tropical and temperate seas	
<i>Chelonia mydas</i>	Green sea turtle	Reptiles	Endangered, Threatened	Endangered=Florida (United States), México (Pacific Coast breeding pops.); Threatened = Various areas in the United StatesPalau, circumglobal in tropical and temperate waters	
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Hawksbill sea turtle	Reptiles	Endangered	Endangered = Various areas of the United States, Palau, tropical seas	
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Olive ridley sea turtle	Reptiles	Endangered, Threatened	Endangered = México (Pacific Coast breeding pop only); Threatened = Pacific Ocean, except breeding pops on Pacific Coast of México	

La tortuga verde del Pacífico este, *Chelonia mydas agassizii*

El nombre genérico *Chelonia*, fue introducido por Brongniart (1800) siendo Lineo el primero en aplicar *mydas* en 1758 (NMFS and U.S. Fish and Wildlife, 1998) Comúnmente el género *Chelonia* se considera que incluye una sola especie, *C. mydas* con dos subespecies reconocidas: la tortuga verde del Pacífico este *C. m. agassizii* (Bocourt 1868 de NMFS and USFW, 1998) en el Pacífico este (de Baja California a Perú y al oeste de las Islas Galápagos) y la tortuga verde *C. m. mydas* en el resto del rango global (Groombridge and Luxmoore 1989). Sin embargo, esta clasificación continúa en debate entre los herpetólogos.

La tortuga verde del Pacífico este se distingue de la tortuga verde principalmente por el tamaño, la coloración y la forma del caparazón. La tortuga verde del Pacífico este es más pequeña y ligera que la tortuga verde. En Michoacán, México el tamaño medio de las hembras que anidan es de 82.0 cm en la longitud curva del caparazón (LCC) pesando entre 65-125 kg. En las tortugas verdes adultas del Pacífico este, el caparazón y las superficies dorsales de la cabeza y aletas, son de color verde olivo a gris oscuro o negro, mientras que el plastrón varía de gris blanquecino a azulado o gris olivo. Además de estar enumeradas por CITES, también están reconocidas por el Libro de Datos Rojos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y Recursos Naturales (IUCN) como “en peligro de extinción y cuya supervivencia no se asegura a menos que los factores causales continúen en operación” (NMFS and U.S. Fish and Wildlife, 1998).

La tortuga verde del Pacífico este conocida como “tortuga negra” o “prieta” en el noroeste de México, es la única tortuga del Pacífico cuyas áreas de alimentación y reproducción se encuentran en México y está desapareciendo de las áreas de alimentación del Golfo de California y de la costa del Pacífico de Baja California (Clifton, 2001). La tortuga verde del Pacífico este, pertenece a uno de los tres grupos de tortugas marinas que se encuentran relativamente restringidos en cuanto a su distribución.

Aunque las áreas de alimentación de la tortuga verde del Pacífico este, no están claramente definidas, uno de los principales sitios parece ser la costa oeste de Baja California, México (la laguna de Scammons, Bahía Tortugas y Bahía Magdalena) (Clifton et al. 1982). Las tortugas verdes adultas del Pacífico este, son primordialmente herbívoras y se alimentan de pastos marinos y algas; en algunos lugares también se pueden alimentar de una variedad de animales marinos. Los componentes de su alimento varían entre áreas de alimentación. *Gracillaria*, *Rhodomenia*, *Gelidium*, *Grateloupia*, *Gigartina*, *Griffitsia*, *Sargassum*, *Padina*, *Ulva* y *Cladophora*. *Sargassum* y *Gracillaria* están encontradas con frecuencia en los estómagos de *C. mydas*. Otros componentes animales han incluido pequeñas cantidades de pequeños moluscos, crustáceos, briozoarios, esponjas, medusas y equinodermos (Marquez, 1990). Un estudio reciente sobre la alimentación de la tortuga verde del Pacífico este realizado en Bahía Magdalena Baja California Sur, reveló que los hábitos de alimentación de estos animales varían con la ubicación e incluyen primordialmente algas rojas (*Gracillaria*) y pastos marinos con algunas especies de invertebrados marinos ocasionalmente consumidas en grandes cantidades (López et al 2003).

No se han estudiado enfermedades en las poblaciones de la tortuga verde del Pacífico este. McDonald y Dutton (1990) encontraron etapas tempranas de lo que parecían fibropapilomas en varios individuos de esta especie en la Bahía de San Diego; pero no se tienen informes confirmados y la presencia de esta enfermedad no se ha detectado para la tortuga verde del Pacífico este. Como dato interesante, se ha demostrado que la Bahía de San Diego está muy contaminada por metales pesados y PCBs, y esta contaminación ha demostrado ser la causante de lesiones y de mortalidades en peces e invertebrados. McDonald y Dutton han reportado pequeñas lesiones en algunas tortugas (NMFS and USFW, 1998).

Las comunidades indígenas costeras a lo largo de su rango de distribución, han utilizado a la tortuga verde del Pacífico este desde épocas pre-colombinas. Los indios Seri de la costa de Sonora México, cazaban tortugas verdes del Pacífico este en el Golfo de California y la carne de tortuga era consumida como un componente principal de su dieta, por lo menos hasta finales de 1800 (Caldwell 1963, de NMFS and U.S. Fish and Wildlife, 1998). Varios usos por las tribus de los Seri, de los indígenas Huave de Oaxaca y de los indígenas Nahuatl de la costa de Michoacán, han sido históricamente sostenibles. Sin embargo, con la introducción de la demanda comercial por productos de tortugas marinas y con el constante incremento del número de habitantes dentro de estos pueblos pesqueros, el uso de subsistencia tradicional de siglos de antigüedad y de bajo impacto para las tortugas verdes del Pacífico este, se ha reemplazado por una creciente pesquería comercial y ha demostrado ser no sostenible para las poblaciones de tortugas marinas (NMFS and U.S. Fish and Wildlife, 1998).

En Michoacán, México donde cerca de un tercio de todas las tortugas verdes del Pacífico este anidan, la población ha presentado una clara disminución durante los últimos 40 años. De forma similar, las tortugas verdes del Pacífico este fueron abundantes y de amplia distribución en las áreas de alimentación del norte de México (Golfo de California) y a lo largo de la costa del Pacífico de Baja California en los años 60s. Hoy en día, estas tortugas son raras en el Golfo de California (NMFS and U.S. Fish and Wildlife, 1998).

La tortuga amarilla del Pacífico, *Carreta caretta*

El nombre genérico *Caretta*, fue introducido por Rafinesque (1814) con el nombre específico utilizado por primera vez por Lineo (1758) (NMFS and USFW², 1998). Literatura anterior (Smith y Smith 1980) ha sugerido que las poblaciones del Indo-Pacífico y del Atlántico se diferenciaban a nivel sub-específico, aunque se ha desafiado esta conclusión y ahora la mayoría de los autores consideran a *caretta* como una sola especie polimórfica (Dodd, 1988).

La tortuga amarilla se caracteriza típicamente por tener cinco pares de escudos laterales no sobrepuestos, con un caparazón de color café rojizo y un plastrón de color amarillo crema. La cabeza esta mas grande y varía de color rojizo o amarillo castaño a café olivo, frecuentemente con amarillo alrededor de las escamas. Los adultos normalmente pesan de 100-150 kg y tienen un cráneo de gran tamaño (28.4 cm de ancho). La longitud mundial promedio de una hembra adulta es de 90-95 cm (Dodd 1988). Los modelos logísticos del crecimiento de las poblaciones de tortugas amarillas que habitan en el extremo sur del

Arrecife de la Gran Barrera en Australia, han determinado que la madurez ocurre entre los 34.3 y 37.4 años de edad (Frazer et. al, 1994).

El comportamiento de alimentación puede cambiar con la edad, pero esta especie es carnívora durante toda su vida. Existe evidencia de que las crías obtienen su alimento de la fauna que vive en los pastos marinos frecuentemente distribuidos a lo largo de las líneas de deriva y remolinos. Durante su migración a lo largo del mar abierto comen medusas, pterópodos, moluscos flotantes, conglomerados de huevos flotantes, peces voladores, calamares, entre otros. Sin embargo, en el oeste de Baja California muchas de las tortugas amarillas disectadas presentaron estómagos llenos de un solo cangrejo pelágico (*Pleuroncodes planipes*). La distribución de este cangrejo coincide con la de las tortugas juveniles y los análisis de contenido estomacal y de material fecal confirmaron que las tortugas estaban llenas de partes de este cangrejo rojo (Bartlett, 1989; Pitman, 1990 de NMFS and USFW², 1998).

Las principales áreas de anidación de la tortuga amarilla generalmente se encuentran localizadas en regiones templadas y subtropicales con algunos sitios de anidación en los trópicos. Esta tortuga circumglobular es primordialmente un habitante de las costas continentales de mares templados, común en aguas someras y es la única tortuga marina que puede anidar exitosamente fuera de las zonas tropicales (Marquez, 1990). Las colonias de anidación más grandes de tortugas amarillas en el mundo se encuentran en Omán y en los Estados Unidos (Florida) (Groombridge 1982). Se piensa que cerca del 88 por ciento de la anidación de las tortugas amarillas ocurre en el sureste de los Estados Unidos, Omán y

Australia (NMFS and USFW², 1998). La anidación en el Pacífico está restringida a la región occidental (principalmente Japón y Australia).

La transición de cría a juvenil puede ocurrir en mar abierto, y tal vez implique un movimiento transpacífico. Las tortugas amarillas juveniles abundantes de la costa suroeste de Baja California se encuentran alrededor de 10,000-12,000 km de las playas más cercanas de anidación en Japón y Australia. Los juveniles de tortuga amarilla son capturados incidentalmente en las redes de costa y en las redes pelágicas, demostrando así que el rango normal de distribución para esta especie es tanto costero como pelágico (NMFS and USFW², 1998).

Las agregaciones más grandes conocidas de juveniles de tortugas amarillas en el Pacífico este, ocurren en la costa oeste de Baja California Sur, México en una banda que comienza cerca de los 30 km fuera de la costa y que se extiende por lo menos otros 30 km. Las estimaciones de las poblaciones de juveniles alimentándose en Baja California, son de miles (Pitman 1990) a 300,000 tortugas (Bartlett 1989). La máxima abundancia se reporta en Bahía Magdalena, que es la principal zona de muestreo en este estudio. Bartlett (1989) reportó el rango de tamaños de 20-80 cm de la longitud del caparazón (media=60 cm); no se presentaron crías o adultos maduros.

En contraste con la tradición cultural y el valor económico que caracteriza algunas otras especies de tortugas marinas en el Pacífico, no hay evidencia de una subsistencia importante o de un uso cultural involucrando tortugas amarillas (NMFS and USFW², 1998). Gardner y Nichols (2001) encontraron que las tortugas amarillas son la segunda especie

más frecuente de tortuga marina encontrada en la región de Bahía Magdalena Baja California Sur, México. Los resultados de un estudio de comunidades utilizando caparazones de tortuga así como otros estudios realizados en playas no habitadas en la zona, revelaron que las tortugas amarillas constituyen el 35% de los varamientos de tortugas (n=180 de 514 tortugas) (Gardner y Nichols, 2001).

Comúnmente *Carreta* fue capturada en operaciones comerciales y la carne, huevos, piel y grasa fueron utilizados. Sin embargo, su carne y piel son menos valiosas que las de *Chelonia* y con pocas excepciones, en muchos países esta especie no ha sido el principal blanco en la captura de tortugas marinas; pero en el norte y noreste del Golfo de México, Texas y Florida, fue capturada como pesca incidental y enlatada junto con la tortuga verde hasta principios de los cincuentas. Es muy común que en lugares donde no se hacen cumplir estrictamente las regulaciones, los huevos se consumen y se venden en cantidades desconocidas, generalmente a través de mercados ilegales (Marquez, 1990). Además de la designación del CITES de la tortuga amarilla del Pacífico como Apéndice I de especies, la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales) la ha agregado al Libro de Datos Rojos considerado como “probable de entrar en la categoría de en Peligro en el futuro cercano si los factores causales continúan en operación” (Groombridge 1982).

Crouse et al (1987) construyeron un modelo de matriz basado en etapas para las tortugas amarillas, y concluyeron que los cambios en la supervivencia de juveniles mayores y adultos, que debido a su edad y tamaño podrían ser altamente susceptibles a la pesca y a las

cargas de contaminantes pesados, tendrían un efecto mucho mayor en el futuro crecimiento de la población que cambia en otras etapas del desarrollo.

La tortuga golfina, *Lepidochelys olivacea*

Esta especie fue nombrada *Lepidochelys olivacea* por Fitzinger en 1843, derivada de las palabras griegas “lepidos” que significa escama, y “chelys” que significa tortuga. El género *Lepidochelys* se caracteriza por su tamaño relativamente pequeño, un caparazón inusualmente amplio, cuatro pares de escudos inframarginales, cada uno o la mayoría con un poro posterior inframarginal que se abre a la glándula de Rathke, y una cabeza de tamaño mediano de forma triangular. Las tortugas golfinas son las únicas que tienen un conteo de escudos laterales variable y asimétrico, variando de cinco a nueve placas en cada lado, pero con seis a ocho siendo las más comunes (NMFS and USFW³, 1998).

La tortuga golfina es la tortuga marina viva más pequeña, con una longitud del caparazón en adultos usualmente entre los 60 y 70 cm. La especie raramente pesa más de 50 kg. Los adultos son de color verde olivo o grisáceo, pero algunas veces parece rojo debido al crecimiento algal en su caparazón. La parte de abajo es de color verde blanquecino, especialmente en especímenes jóvenes y se vuelve amarillo crema con la edad. Los adultos son sexualmente dimórficos (NMFS and USFW³, 1998).

El estudio más completo de tortuga golfina en el Pacífico este (Montenegro et al. 1986, citado en Márquez 1990), indica que una amplia variedad de presas son capturadas por esta especie: los machos adultos (n=24) se alimentan principalmente de peces (57%), de pequeñas medusas (38%), crustáceos (2%) y moluscos (2%), mientras que las hembras

adultas (n=115) se alimentaron de pequeñas medusas (58%), peces (13%), moluscos (11%), algas (6%), crustáceos (6%), briozoarios (0.6%), tunicados (0.1%), gusanos sipuncúlidos (0.05%) y huevos de peces (0.04%). Las tortugas golfinas del oeste de Baja California pueden alimentarse casi enteramente de cangrejos rojos pelágicos (Márquez 1990), que son muy abundantes en esa zona (Pitman 1990).

No se conoce la edad de madurez sexual, pero existen datos del tamaño mínimo de reproducción. La longitud promedio de 251 tortugas anidando en Playa Nancite Costa Rica, fue de 63.3 cm con la más pequeña siendo de 54.0 cm (Hughes and Richard 1974, de Recuperación). Casi no se conoce nada acerca de las tasas de mortalidad naturales o por enfermedad de las poblaciones de tortuga golfina. Cornelius y Robinson (1983) reportaron que algunas hembras anidando en Costa Rica en 1982 tenían tumores nuevos en la cabeza, cuello y aletas delanteras que no se habían observado durante los 70s. A. Chávez confirmó casos de fibropapilomas en las golfinas anidando en Costa Rica, pero las ocurrencias fueron relativamente raras y las infestaciones usualmente menores (NMFS and USFW³, 1998).

La falta de conocimiento al respecto de la abundancia y distribución de las tortugas golfinas en el noreste del Pacífico, constituye una amenaza, particularmente debido a que no se han identificado las áreas importantes de alimentación. Muy probablemente existan áreas de alimentación a lo largo de la costa de Baja California y del sur de California; sin embargo, a estas áreas vitales no se les puede dar la protección adecuada hasta que se hayan identificado. Las amenazas para esta especie se entienden muy poco, al igual que sus hábitos migratorios, los cuales son extremadamente importantes en la determinación de su estado actual que además será necesario para un manejo efectivo.

Hasta épocas históricas recientes y el advenimiento de la explotación comercial las tortugas marinas, la tortuga golfinia era superabundante en el Pacífico este, indudablemente excediendo en número a todas las otras especies de tortugas marinas en el área. Por ejemplo, Carr (1972) menciona que más de un millón de golfinas se cazaron comercialmente solamente durante 1968, y Clifton et al. (1982) estimaron que un mínimo de 10 millones de golfinas nadaban en los mares del Pacífico mexicano antes de la explotación reciente. La tortuga golfinia está clasificada con en Peligro de acuerdo al Libro de Datos Rojos de la Unión Mundial de Conservación (IUCN) (Groombridge 1982) y está enumerada en el Apéndice I de la Conservación sobre Comercio Internacional de Especies en Peligro de Fauna y Flora Silvestre (CITES).

A lo largo de la mayor parte de su rango de distribución, la tortuga golfinia, se ha explotado como alimento y como productos no comestibles (huesos, fertilizante, aceite, piel) y la carne y los huevos probablemente han sido consumidos por indígenas a lo largo de la costa del Pacífico mexicano y de Centro América desde que el hombre habitó el área. A pesar de que la carne es comestible, no es considerada como un manjar y usualmente no es muy solicitada. Sin embargo, los huevos de la tortuga golfinia son apreciados en todas partes y, por lo menos durante 1979, millones fueron colectados anualmente a lo largo del Pacífico este (Clifton et al. 1982).

Durante mediados de los años 60, México estableció un intercambio de piel de tortuga con Europa (principalmente Italia) y Japón, el cuál aceleró sumamente la colecta de tortugas adultas: varios millones fueron cazadas durante los próximos 15 años. La combinación del

saqueo de huevos y de la colecta no sostenible de un número de adultos de las playas de anidación, condujo al colapso de todas excepto de una de las poblaciones más grandes de anidación en México. La colonia restante, La Escobilla (en el Estado de Oaxaca), estaba mostrando señas de una mayor disminución (Clifton et al. 1982) cuando se realizaron esfuerzos por el gobierno mexicano para proteger los vestigios de las poblaciones anidantes de tortugas golfinas (Aridjis 1990, de NMFS and USFW³, 1998).

La tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*

La tortuga carey, originalmente fue nombrada *Testudo imbricata* por Lineo (1766). Se reconocen dos subespecies (*Eretmochelys imbricata imbricata* en el Océano Atlántico y *E. i. bissa* en los océanos Indico y Pacífico) por Smith y Smith (1979). Sin embargo, el criterio para distinguir ambas formas no es confiable y las designaciones subespecíficas raramente son utilizadas. Existe un complejo patrón de variación fenotípica. Algunas poblaciones ampliamente separadas aparecen altamente similares en color y patrón, mientras que otras poblaciones que ocupan el mismo océano muestran diferencias marcadas (Pritchard y Trebbau 1984, de NMFS and USFW^o, 1998). Dentro de los nombres comunes para la tortuga carey se encuentran el de “tortuga de concha”, “carey”, “caret” y “tortue imbriquee”.

Carr (1952) propuso una separación subespecífica de los tipos del Atlántico y del Indo Pacífico basada en la coloración y forma del caparazón. Sin embargo, existen argumentos en la literatura científica acerca de la validez de la propuesta de Carr (NMFS and USFW^o, 1998) y existe un muy pequeño consenso entre autores al respecto del número de designaciones subespecíficas dentro de las especies. La secuencia genérica y las técnicas de

PCR (reacción de polimerasa) ahora se utilizan para diferenciar las poblaciones de tortuga carey en todo el mundo y para proporcionar información acerca de la variación taxonómica dentro de *E. imbricata* del Atlántico Norte occidental.

Las tortugas carey, usualmente miden menos de 95 cm de longitud del caparazón, tienen una cabeza angosta y un “pico como águila”, escudos sobrepuestos y gruesos y el margen posterior del caparazón fuertemente serrado. *Eretmochelys imbricata* se puede distinguir de *Chelonia mydas* (tortuga verde) por la división transversal de las escamas prefrontales en dos pares. El caparazón de un adulto de tortuga carey es de color café oscuro con estrías y manchas de color amarillo claro; las escamas en la parte dorsal de las aletas y la cabeza son de color café oscuro a negro con márgenes de color amarillo; la parte ventral de las aletas y del pilastrón son de color amarillo pálido con escamas de color oscuro dispersadas en las aletas. Las crías en el Caribe de los Estados Unidos miden cerca de 42 mm en longitud total del caparazón y su rango de peso es de 13.5 a 19.5 g (NMFS and USFW^o, 1998).

Balazs (1978) reportó que el estómago e intestino de una tortuga carey de Hawai, estaba lleno con tres diferentes tipos de esponjas no identificables. Meylan (1988) y otros (Vicente 1994) han confirmado que las tortugas carey, parecen ser carnívoros especialistas de esponjas, seleccionando solo unos cuantos géneros de esponjas a lo largo del Caribe. Existen pocos vertebrados capaces de digerir esponjas sin ser lastimados por las espículas silíceas que contienen las esponjas, pero aparentemente las tortugas carey sí pueden. Mucho del material encontrado en los estómagos de tortugas carey, parece haber sido ingerido por coincidencia mientras que el animal se estaba alimentando de esponjas. Los huevos de peces pelágicos, desperdicios flotantes como unicel y plástico también se han identificado

(NMFS and USFW^o, 1998). Aunque se ha registrado una amplia variedad de organismos bentónicos, las esponjas constituyen la dieta principal de las tortugas carey una vez que entran en aguas someras costeras y comienzan a alimentarse del fondo (Meylan 1988). La dieta altamente específica de la tortuga carey y su dependencia en las comunidades alimentación por filtración de fondos duros, la hacen vulnerable a las condiciones que deterioran los arrecifes de coral.

En cuanto a su distribución, las tortugas carey son circumtropicales, generalmente ocurriendo de los 30°N a los 30°S de latitud dentro de los océanos Atlántico, Pacífico e Indico y cuerpos de agua asociados. A lo largo del margen del Pacífico este, las tortugas carey, eran comúnmente abundantes hasta hace 50 años en aguas de México a Ecuador, particularmente en la costa este de Baja California Sur en la proximidad de Bahía Concepción y Bahía de La Paz, México. Hoy, la tortuga carey es rara o no existente en la mayoría de las localidades; no hay playas de anidación conocidas en la costa del Pacífico mexicano (Clifton et al 1982). Las tortugas carey, todavía representan una especie rara que anida a lo largo del Pacífico de Centro América, pero no se ha documentado ninguna anidación en años recientes (Cornelius 1982, de NMFS and USFW^o, 1998). Dentro del Pacífico central, la anidación está ampliamente distribuida pero escasa y en números muy bajos.

Evidencia reciente sugiere que los adultos de tortuga carey, emprenden migraciones después de la temporada de anidación análogas a aquellas de otras especies. Como las otras especies de tortugas marinas enumeradas aquí, la tortuga carey aparentemente pasa su

primer año en la zona pelágica, usando su coloración oscura para camuflarse hasta alcanzar un tamaño favorable. Cuando un juvenil pasa de ser un organismo pelágico que se alimenta de la superficie a uno que se alimenta de corales bentónicos, aparentemente encuentra una zona de forrajeo en la que puede permanecer. Cuando una tortuga carey crece de juvenil a adulto, se cree que cambia su territorio de forrajeo para optimizar su crecimiento, probablemente moviéndose de un hábitat de aguas someras a un hábitat de aguas más profundas conforme se vuelve físicamente capaz de zambullirse a mayores profundidades. Los juveniles y los adultos usualmente no se encuentran alimentándose en la misma zona (Limpus 1992) excepto en donde el fondo oceánico puede ofrecer los requerimientos alimenticios necesarios tanto para juveniles como para adultos.

Se piensa que los juveniles no son migratorios pero permanecen en cercanía a su hábitat preferido de forrajeo durante todo el año. La ubicación de este hábitat puede variar durante las dos o tres décadas de la etapa juvenil. Se conoce poco acerca de qué tan lejos o en qué dirección se mueven los juveniles hasta que llegan a la edad adulta (NMFS and USFW^o, 1998). Un número de marcas de largo alcance que regresan desde varios cientos de kilómetros o más (Bjorndal et al. 1985) indican que los adultos de tortuga carey son capaces de migrar a través de distancias entre playas de anidación y áreas de forrajeo comparables a lo que se ha observado en tortugas verdes y tortugas amarillas. Se sabe que las tortugas carey dejan el área de anidación después de que depositan su última nidada de la temporada.

Hay pocos datos disponibles sobre las tasas de crecimiento de las tortugas carey silvestres. Casi toda la información viene de un estudio de 32 tortugas (rango de tamaño: 39.5 a 87.cm

de la longitud curva del caparazón) en el Arrecife de la Gran Barrera (Limpus 1992). Las tasas medias de crecimiento variaron de 0.06 cm/año de dos adultos, a 2.17 cm/año para tortugas inmaduras variando en tamaño de 50 a 60 cm de longitud curva inicial del caparazón. El estudio concluyó que las tortugas carey que entran en el arrecife a los 35 cm de longitud, pueden empezar a reproducirse 31 años más tarde. Debido a que el tiempo requerido para que estas tortugas lleguen a los 35 cm es desconocido, la edad actual de madurez sexual no se conoce.

La temporada de anidación de seis meses de tortuga carey es más larga que la de las otras tortugas. El cortejo y el apareamiento aparentemente empiezan antes y pueden ocurrir ya sea a lo largo de la ruta migratoria o lejos de la playa de anidación. El tamaño de la nidada esta directamente correlacionado con la longitud del caparazón y varía marcadamente con las diferentes especies. En Florida y el Caribe de Estados Unidos, el tamaño de la nidada es aproximadamente de 140 huevos y existen varios registros de más de 200 huevos por nido. Las concentraciones más grandes que quedan de tortugas carey anidando, ocurren en las islas oceánicas remotas de Australia y del Océano Indico, pero concentraciones adicionales de tortugas anidantes probablemente existan en otros lugares que no se han estudiado lo suficiente (NMFS and USFW°, 1998).

Por muchos años, los habitantes del Pacífico han utilizado los huevos y la carne de la tortuga carey. Las tortugas carey no son tan valiosas como las tortugas verdes como alimento, posiblemente debido a los envenenamientos esporádicos fatales de su toxicidad ocasional y su pobre sabor. El caparazón se ha descrito como el “primer plástico del mundo” y ha funcionado como una amplia variedad de usos ornamentales y prácticos

mientras que los huesos de tortuga fueron utilizados para hacer herramientas. Varias partes de la tortuga carey se utilizaron para hacer medicina, y ciertas ceremonias religiosas dependían de su captura (NMFS and USFW°, 1998).

La tortuga carey está amenazada con extinción a todo lo largo de su rango de distribución. Está considerada universalmente en Peligro en el Libro de Datos Rojos de la IUCN (Groombridge 1982) y está incluida en el Apéndice I del CITES. La tortuga carey está protegida como una especie en peligro bajo el Acto de Especies en Peligro de E.U. (ESA). Varias observaciones a lo largo de los océanos tropicales del mundo, están de acuerdo que los tamaños de los stocks actuales están significativamente por debajo de los números históricos. Aunque los registros cuantitativos históricos son limitados, reducciones dramáticas en número de tortugas carey anidantes y forrajeando aparentemente han ocurrido en Micronesia (Johannes, 1986; Pritchard, 1982 de NMFS and USFW°, 1998) y en Pacífico mexicano justo al sur de California (Clifton et al. 1982) desde la Segunda Guerra Mundial.

Conservación de las tortugas marinas

Las tortugas marinas, son componentes importantes de los ecosistemas marinos (Frair et al, 1972 del libro Lutz) y juegan un papel preciso en el balance del ambiente marino. Son extremadamente vulnerables a la humanidad, especialmente mientras anidan, y están en peligro principalmente debido a la sobreexplotación y a la necesidad actual por un mejor manejo en lugar de una pobre adaptabilidad (Lutz, 1996). Todas las tortugas marinas están enumeradas como amenazadas o en peligro en la lista de Vida Silvestre y Plantas en Peligro o Amenazadas de E.U. La disminución de la población de tortugas marinas puede invertirse

pero son necesarias décadas dedicadas a la conservación para lograr incluso un pequeño progreso.

Las amenazas actuales para la conservación de las tortugas marinas, según lo enumerado en la *Biología y Conservación de las Tortugas Marinas* (Bjorndal, 1982) incluyen: 1) el uso de las tortugas marinas como alimento por la gente que vive en donde se encuentran las tortugas marinas; 2) el uso de los productos de tortuga marina en el comercio local (por ejemplo, huevos de tortuga marina que son enviados a los mercados locales); el intercambio internacional de productos de tortuga marina; 4) las diferentes actitudes ante la conservación en diferentes países; 5) la destrucción incidental de las tortugas marinas que ocurre durante la pesca de otras especies; 6) los efectos de la alteración o destrucción de las playas de anidación; 7) los efectos de la contaminación terrestre y marina; y 8) las probables tasas de recuperación lenta y natural de las poblaciones de tortugas marinas bajo diferentes condiciones de explotación y estrés incidental.

La fibropapilomatosis (FP), una enfermedad de las tortugas marinas que es transmisible, debilitante y formadora de tumores, ha emergido en años recientes como una seria amenaza en las Islas de Hawai, Australia, Florida y el Caribe (Balazs et al., 2000). Los tumores empiezan pequeños, como lesiones localizadas que rápidamente pueden crecer hasta exceder los 30 cm de diámetro que para entonces, interfieren o incluso prohíben la natación, alimentación, respiración y/o visión. Las lesiones se han clasificado como fibropapilomas, basados en criterios histológicos establecidos para la clasificación de los tumores. La causa de esta enfermedad es desconocida pero se sospecha de un virus del herpes basado en la investigación reciente (Herbst 1994).

Hasta la fecha, no hay casos registrados de FP (o infecciones virales similares) en las tortugas marinas de Baja California; sin embargo, no se han realizado estudios con este objetivo. Los estudios de las tortugas marinas de México se deberían realizar con la esperanza de detectar infecciones antes de que ocurra cualquier brote en grande. El adoptar un papel preventivo con la vida silvestre será la única manera para salvaguardar números inestables.

Varios investigadores (Aguirre, 1994; Caurant, 1999) han cuestionado el papel que las fuentes de estrés ambiental, tales como contaminación, tienen en los FP. La contaminación en áreas como Hawai y Florida ciertamente ha incrementado con el aumento correspondiente de habitantes. Aunque gran parte de la costa del Pacífico es abierta, hay áreas con características que pueden conducir a la acumulación de contaminantes (Grupo de trabajo sobre pesca incidental, 2004). La alta permanencia de los FP tanto en Hawai como en Florida ocurrió casi simultáneamente durante mediados de los 80s. Esta manifestación de los FP se ha documentado en 61% de (N=222) animales muertos después de varamientos en las islas de Hawai durante años recientes (Balazs et al., 2000).

Metales pesados

Los metales difieren de otras sustancias tóxicas en que ni son creados ni destruidos por los humanos. Durante la evolución de la vida en la tierra, los metales siempre han estado presentes en el ambiente y en los organismos (Sparling et al., 2000). Sin embargo, su utilización por los humanos ejerce una influencia potencial sobre efectos en la salud por lo menos en dos formas importantes: por el transporte ambiental (contribuciones

antropogénicas al aire, agua, suelo y alimento) y alterando la especiación o la forma bioquímica del elemento (Beijer y Jernelov, 1986, de Klaassen, 2001). “En una escala global no hay evidencia abundante que los humanos han contaminado el ambiente con metales pesados (y otros contaminantes) desde los polos hasta los trópicos y desde las montañas hasta las profundidades abisales” (Depledge et al., 1995 de Sparling, 2000). De hecho, los metales, probablemente son las toxinas más antiguas conocidas por los humanos. Hipócrates en el año 370 BC. fue acreditado por la primera descripción de cólico abdominal en un hombre que extrajo metales (Klaassen, 2001).

El pensar que todos los metales son una fuente dañina para un organismo, también es incorrecto; ya que por lo menos 24 elementos no metales y metales se sabe que son esenciales para la vida (Kieffer 1991). Sin embargo, todos los metales pueden ser tóxicos por encima de cierto umbral. La dosis o estimación de la exposición a un metal, puede ser un concepto multidimensional y es una función del tiempo así como la concentración del metal. Por lo tanto, un animal de larga vida como una tortuga marina, no necesariamente necesita estar expuesto a niveles particularmente altos de metales en su ambiente para que un nivel más alto que el deseado se acumule (Jacobson 1994).

A diferencia de algunos pesticidas orgánicos, los metales no se pueden descomponer en componentes menos dañinos y por lo tanto la desintoxicación por organismos consiste en “ocultar” los iones activos del metal dentro de una proteína como la metalotioneína, o depositándolos en una forma insoluble en gránulos intracelulares para un almacenamiento de largo plazo o por medio de la excreción en las heces (Hogstrand and Haux, 1991).

Las mayoría de los depósitos geológicos de metales que fueron expuestos en la superficie debido al desgaste por la acción atmosférica, fueron resueltos en siglos pasados. Junto con una reciente actividad minera, existe el legado de sitios contaminados en los que las concentraciones del metal pueden ser extremadamente altas. Los suelos pueden estar contaminados por varias fuentes en la superficie. Las actividades industriales y agrícolas se consideran como fuentes primarias de contaminación ambiental antropogénica por metales, y las emisiones principalmente resultan del uso de materias primas naturales por la explotación minera y el procesamiento de metales, junto con la combustión de biomasa fósil o reciente (Nriagu y Pacyna 1988, de Sparling, 2000).

Se ha observado que los metales tóxicos incrementan significativamente en la biosfera marina a lo largo de la historia humana. Fuentes conocidas por contaminación de metales son probables en países en desarrollo, se encuentran fácilmente en el esparcimiento del desperdicio de drenaje en tierras para la agricultura, la combustión de la gasolina con Pb, la minería y cualquier otra actividad de fundición. El agua de lluvia disuelve rocas y minerales, y físicamente transporta el material a ríos y arroyos depositando y despojando materiales de los suelos adyacentes y eventualmente transportando estas sustancias al océano para que se precipiten como sedimento o sean tomados por el agua de lluvia para ser reubicadas en otra parte de la tierra. Las fuentes naturales más significativas a nivel mundial de la dispersión de metales, son aerosoles de agua de mar y el efecto del polvo sobre el suelo incluyendo la vegetación degradada, incendios forestales y ceniza volcánica (Nriagu 1979, 1989). Una vez que están en el ambiente acuático, estos químicos

eventualmente llegaran a nuestros océanos en donde potencialmente pueden ser incorporados en el ciclo trófico marino.

Los metales tienden a hundirse y acumularse en los sedimentos y a no permanecer en la columna de agua; aunque sí se adhieren a pequeñas partículas suspendidas y pueden distribuirse en la columna de agua con estas partículas. Cuando los metales se adhieren a partículas suspendidas, frecuentemente se asocian con pequeñas partículas y así, se establecen lentamente en la columna de agua y se mezclan hacia arriba fácilmente. Muchos organismos acuáticos se alimentan escudriñando a través de los sedimentos o comiendo organismos que filtran las partículas de alimento fuera del agua. Los organismos acuáticos entonces, ingieren cualquier contaminante adherido o mezclado con los sedimentos o las partículas suspendidas (Otchere, 2003). Los niveles levemente elevados de metales, pueden causar numerosos efectos subletales en los organismos acuáticos incluyendo cambio morfológico e histológico en tejidos; cambios en la fisiología como por ejemplo supresión del crecimiento y desarrollo, pobre desempeño de la natación, cambios en la circulación; cambios en la bioquímica como por ejemplo en la actividad enzimática y química de la sangre; cambio en el comportamiento y cambios en la reproducción (Connell et al., 1984).

Para poder valorar la acumulación de metales pesados en tortugas marinas, 8 elementos se midieron en tejidos de especímenes colectados a lo largo de la Península de Baja California (Tabla IV).

La toxicidad del Pb se debe en gran parte a su capacidad para imitar al calcio y sustituirlo en muchos procesos celulares fundamentales. El contenido de Pb en los huesos, incrementa gradualmente mientras que los niveles en los tejidos suaves comienzan a declinar y estabilizarse. El Pb se concentra típicamente en el hueso, la cáscara (Meyers-Schone et al., 1994) y los dientes (Goyer 1996) de los reptiles. La vida media del Pb en hueso es de 20-30 años. La presencia estable del Pb en los huesos hace que la recuperación del envenenamiento por Pb sea extremadamente lenta, incluso cuando el agente tóxico se ha eliminado completamente.

Los efectos del Pb se han estudiado extensivamente en animales de laboratorio y en humanos. A pesar de que se acumula en los huesos y dientes, los principales tejidos blanco que muestran efectos adversos son los sistemas gastrointestinal, hematopoiético, nervioso, renal y reproductivo. Se ha observado que el Pb tiene un efecto inmunosupresivo en ovejas y otros animales. El Pb se ha medido en una variedad de especies (Eisler, 1987) pero pocos estudios proporcionan buena información acerca de la dosis-respuesta para especies silvestres. El Pb está clasificado como agente carcinógeno 2B por el IARC (1987).

El Pb no se bioacumula en la mayoría de los organismos y tiende a disminuir con el aumento de niveles tróficos en hábitats de agua dulce (Eisler 1988). Sin embargo, sí se bioacumula en algas, macrofitas y organismos bentónicos, pero no se biomagnifica en la forma orgánica. Las particiones del Pb se van principalmente a los sedimentos, pero se vuelve más biodisponible con bajo pH, dureza y contenido de materia orgánica, entre otros factores (ATSDR, 1999).

Cobre, Cu

El Cu está ampliamente distribuido en la naturaleza y es un elemento nutricional esencial. La minería, las operaciones de fundición, soldadura y actividades relacionadas, son todas fuentes de exposición de Cu (Klaassen, 2001). El Cu también se usa ampliamente como antifouling y como consecuencia, las concentraciones de Cu en los sedimentos marinos en las marinas y puertos han incrementado a niveles preocupantes (Hall y Anderson, 1999). Los niveles del Cu pueden incrementar marcadamente en áreas costeras donde hay deslaves (Osterberg & Keckes, 1977). Es un metal que fácilmente se absorbe en materia orgánica, carbonatos y arcilla, reduciendo temporalmente su biodisponibilidad.

En su mayoría, el Cu se almacena en el hígado y en la médula de los huesos, en donde puede estar limitado a la metalotioneína. La bilis es el camino normal de excreción y desempeña un papel primario en la homeostasis del Cu (Klaassen, 2001). La ingestión de grandes cantidades de sales de Cu puede producir necrosis hepática y muerte. Estudios epidemiológicos no han encontrado ninguna relación entre la exposición del Cu y el cáncer (Klaassen, 2001).

El Cu es altamente tóxico en ambientes acuáticos y puede tener efectos en peces, invertebrados y anfibios (Horne and Dunson 1995). Hay un moderado potencial para la bioacumulación en plantas y no para la biomagnificación. El Cu es un elemento esencial para muchos animales, especialmente decápodos marinos, crustáceos, gastrópodos y cefalópodos, los cuales usan un pigmento respiratorio que contiene Cu. En estas especies, el Cu usualmente se almacena en el hígado, frecuentemente en concentraciones muy altas (Dobbs, 2003).

Los efectos tóxicos del Cu en aves incluyen tasas de crecimiento reducidas, menor producción de huevos y anormalidades en el desarrollo. El LC50 de 96 horas para moluscos y crustáceos es de 28–39 $\mu\text{g/l}$, con efectos letales ocurriendo con 1–10 $\mu\text{g/l}$. En peces, el comportamiento, crecimiento, migración y metabolismo pueden dañar a niveles de 4–10 $\mu\text{g/l}$ para ciertas especies, con algunas etapas tempranas siendo especialmente vulnerables. Los estudios de largo plazo de organismos marinos expuestos a contaminación crónica de Cu, han mostrado que los mecanismos de desintoxicación natural pueden permitir que se adapten, sobrevivan y desarrollen bajo condiciones letales para otras poblaciones. Las anormalidades reproductivas también se han descrito en estudios sobre el Cu a largo plazo (Dobbs, 2003).

El Cu sirve como componente en todas las células vivas y está asociado con muchos procesos oxidativos. También se considera el metal más tóxico después del mercurio y la plata para un amplio espectro de vida marina a pesar del gran número de sistemas de almacenaje y desintoxicación involucrados. También puede causar daño irreversible a algunas especies en concentraciones justo por encima de los niveles requeridos para el crecimiento y la reproducción (Eisler, 1998). Las mezclas de Cu y Zn generalmente se reconoce que son más que aditivas en toxicidad para una amplia variedad de organismos acuáticos (Dosi, 2000).

Zinc, Zn

El Zn es ubicuo en el ambiente así que está presente en la mayoría de los componentes alimenticios, en el agua y en el aire (Gangaiya et al, 2001). Se pueden encontrar altos niveles de Zn en mariscos así como también en la atmósfera de áreas industriales (Klaassen, 2001). Los compuestos del Zn se utilizan para fabricar pinturas blancas y cerámicas, el óxido de Zn también se usa para producir plástico. Los usos industriales del Zn incluyen revestimientos anticorrosivos para el Fe y otros metales, aleaciones de metales (con latón, bronce y Cu) y para baterías de pila seca (ATSDR, 1996, de DePeyster, 1996).

El Zn es un elemento nutricionalmente esencial y una deficiencia de éste resulta en severas consecuencias para la salud. En el otro extremo, la exposición excesiva al Zn es relativamente rara y ocurre solo en niveles muy altos. Más de 200 metaloenzimas requieren Zn como un cofactor (Cousins, 1996). El Zn, después del Fe, es el segundo metal traza más abundante en el cuerpo de los mamíferos (Lansdown, 1991). El Zn es esencial para el desarrollo y el funcionamiento normal del sistema nervioso (Klaassen, 2001).

Debido a su requerimiento como un cofactor para numerosas enzimas y proteínas, el Zn ha estado implicado en varias enfermedades degenerativas del sistema nervioso (Prasad, 1995) y también puede alterar la actividad de la enzima antioxidante Cu-Zn dismutasa superoxidativa (SOD), resultando en un exceso de radicales libres que son dañinos para las membranas celulares (Cuajungco and Lees, 1997). El Zn induce la síntesis de la metalotioneina, la cual ayuda a regular el metabolismo del Zn, absorbiéndolo y almacenándolo (Miles, 2000).

El Zn también se requiere para el metabolismo óptimo de la vitamina A. El Zn promueve la curación de heridas y quemaduras de la piel (ATSDR, 1994) y se une fuertemente a la queratina. Los metabolismos del Zn y del calcio están interrelacionados en cuanto a que el Zn es necesario para una calcificación normal de los huesos (Leek et al., 1988). El Zn almacenado en los huesos, no está disponible para el pool metabólico general. El Zn es liberado del hueso durante una toma de calcio disminuida o durante la reabsorción del hueso (ATSDR, 1994, de Depeyster et al., 1996).

Veinte o 30 por ciento del Zn ingerido es absorbido. Alrededor de dos tercios están limitados a la albúmina en la sangre. La bilis es la principal ruta de excreción del Zn. La vida media del Zn medida por las concentraciones en cerebro de rata es de 16-35 días, dependiendo de la región (Takeda et al., 1995). El Zn tiende a encontrarse en altas concentraciones en la piel y otros tejidos que exhiben una alta actividad de proliferación (Lansdown, 1991). El hígado recibe hasta cerca del 40 por ciento de una dosis traza declinando hasta alrededor de 25 por ciento en 5 días. Hay cierta evidencia de altos niveles de Zn en riñón en tortugas de desierto con diskeratosis cutánea, una enfermedad necrótica que afecta el caparazón y los escudos (Depeyster et al., 1996).

Después de la ingestión de grandes cantidades de Zn, se encuentran niveles elevados en corazón, bazo, riñones, hígado, hueso y sangre. La exposición oral al Zn a niveles mucho mayores que el Subsidio Diario Recomendado (RDA) pueden tener respuesta inmunes e inflamatorias (ATSDR, 1999).

Se sabe que el Zn es fácilmente móvil en un ambiente acuático (Gangaiya et al, 2001). En muchos tipos de plantas acuáticas y animales, el crecimiento, la supervivencia y la reproducción pueden afectarse inversamente por niveles elevados de Zn (Eisler, 1993). El Zn en sistemas acuáticos, tiende a repartirse en el sedimento y menos frecuente se disuelve como iones de Zn hidratados y como complejos orgánicos e inorgánicos (MacDonald, 1993). Los niveles elevados de Zn pueden causar mortalidad, degradación pancreática, crecimiento reducido y disminución del aumento de peso en aves (Eisler 1993).

Níquel, Ni

El Ni es ubicuo en la naturaleza ocurriendo principalmente en la forma de sulfuro, óxido y minerales de silicato. El Ni es reconocido solamente como moderadamente tóxico en comparación con otros metales como el mercurio (Dobbs, 2003). Niveles muy bajos de Ni se pueden encontrar en el aire atmosférico como resultado de usos industriales, combustión de combustibles fósiles, lodo e incineración de basura. El Ni está incluido en varias aleaciones de metales, aceros inoxidable y electroplacas. Sus principales propiedades son fuerza, resistencia a la corrosión y buena conductividad térmica y eléctrica (Klaassen, 2001). No hay evidencia de que el Ni sea bioacumulado o biomagnificado en redes tróficas marinas (Dobbs, 2003).

Estudios recientes indican que el Ni es un elemento traza esencial para algunas plantas, bacterias e invertebrados. Los rangos de toxicidad para el LC50 de 96-horas incluyen 17 ppm a más de 50 ppm para poliquetos, 1,150 ppb (0.115 ppm) a 47 ppm para crustáceos, 60-320 ppm para moluscos, 30-70 ppm para peces estuarinos y 8-350 ppm para peces marinos (Dobbs, 2003).

Un estudio humano utilizando un isótopo estable de Ni, estimó que de 29-40% de la etiqueta ingerida fue absorbido (Patriarca et al., 1997). Sin embargo, la presencia de alimento redujo grandemente la absorción de Ni. El Ni que no se absorbe es excretado en la heces. La cantidad total de Ni encontrada en el cuerpo humano se ha estimado de 6 mg o 86 $\mu\text{g}/\text{kg}$ para una persona de 70-kg (Sumino et al. 1975).

La distribución y atado intracelular del Ni no se entiende bien. Se ha demostrado el atado en vivo con la metalotioneina, pero el Ni en el mejor de los casos, solamente induce levemente la síntesis de la metalotioneina en el hígado o en el riñón. Una metaloproteína que se ata con el Ni llamada niqueloplasina, también se ha identificado en plasma; probablemente sea importante en el transporte extracelular, atado intracelular y excreción urinaria y biliar del Ni (Tabata et al., 1992).

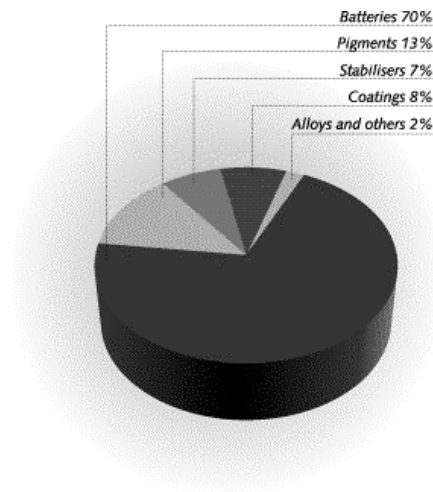
El grupo de trabajo de la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) para la consideración del Ni y los compuestos de Ni, concluyó que los compuestos de Ni son carcinógenos a los humanos (IARC, 1990). Los compuestos del Ni pierden su identidad química original cuando entran en la sangre, de modo que no es posible identificar la fuente original de exposición (Grant y Mushak, 1989). Los moluscos y los crustáceos son más sensibles que otros organismos. La diversidad de especies bentónicas de áreas altamente industrializadas (por ejemplo, la Bahía de Massachusetts, el Sonido de Puget y el Puerto de los Ángeles) ha demostrado ser reducida en áreas en donde las concentraciones de Ni en sedimentos alcanzan niveles de 20-30 $\mu\text{g}/\text{g}$ (20–30 ppm) (Dobbs, 2003).

Cadmio, Cd

El Cd es un metal tóxico moderno. Fue descubierto como elemento apenas en 1817 y su uso industrial era de menor importancia hasta hace aproximadamente 50 años, pero ahora sirve como un metal importante para muchos usos. Entre 1993 y 1997, la producción anual de Cd en los Estados Unidos aumentó de 1,090 a 2,060 toneladas métricas (USGS, 1999). Una fuerte demanda por el Cd en todo el mundo, particularmente en la industria de baterías de Ni-Cd, contribuyó a incrementos en la producción de Cd doméstico en los 80s, seguida por unos menores niveles de producción a principios de los 90s (OECD, 1994 de ATSDR). La presencia del Cd en el ambiente usualmente señala fuentes antropogénicas (ATSDR, 1993).

Los usos más importantes del Cd son en la fabricación del acero y aleaciones, en pigmentos, como estabilizadores para plásticos y para baterías Ni-Cd. Las fuentes más grandes de contaminación ambiental se relacionan con la minería (el Cd como subproducto de la industria de Zn), industrias de manufactura (metalurgia, plásticos, baterías) y sus residuos acumulados, la quema de combustible fósil, la aplicación de fertilizantes de fosfato, la aplicación de lodos de aguas residuales a la tierra y depósitos de desechos municipales (Eggenberger, 1998) (Figura 1) La contribución relativa de la carga de Cd a los suelos en países occidentales individuales es de: 54-58% fertilizantes-P, 39-41% deposición atmosférica y 2-5% lodos de aguas residuales (ADSTR, 1999).

Figura 1. Gráfico circular o “de pastel” representando el consumo de Cd del mundo occidental (www.cadmium.org)



La concentración promedio de Cd en la corteza de la Tierra se estima que es de 0.1 mg/kg (Alloway, 1990). El Cd en el agua tiende a hundirse y acumularse en los sedimentos del fondo. El contenido promedio de Cd en los océanos del mundo se ha reportado tan bajo como <5 ng/L y tan alto como 100 ng/L, con niveles más altos detectados alrededor de ciertas áreas costeras (www.cadmium.org).

Una importante fuente de Cd es el alimento. Esto es en gran parte, debido al hecho de que las plantas toman fácilmente el Cd del suelo. Se considera que el Cd es más móvil en suelos que la mayoría de los metales, y por lo tanto es más probable que esté disponible para las plantas. Se ha demostrado que a menudo, el Cd se acumula sin efectos nocivos exteriores manifestados en la planta y se desplaza fácilmente a las puntas de las plantas a través de las

raíces. Debido a su alta capacidad para acumular metales, algunas plantas acuáticas se han sugerido como uso en el control de la contaminación.

El Cd no tiene ninguna función endógena conocida; así, todo el Cd encontrado en los tejidos es resultado de la exposición. La absorción gastrointestinal del Cd es cerca de 5 a 8 por ciento. El Cd puede detectarse en el pelo humano (DePeyster, 1996) y por lo tanto sería probable detectarlo en los caparazones de las tortugas marinas. El Cd absorbido es excretado en la orina. Se distribuye principalmente al hígado y al riñón. En el hígado, el Cd induce la síntesis de la metalotioneina y después se almacena en el hígado como un complejo Cd-MT o que se transporta vía sangre al riñón (Yamada, 2001).

Numerosos estudios humanos y animales indican que la exposición oral al Cd en altas concentraciones, causa irritación severa al epitelio gastrointestinal. Comer o tomar agua con altos niveles de Cd induce al vómito, diarrea y algunas veces a la muerte. Comer niveles más bajos de Cd durante un largo periodo puede conducir a una acumulación de Cd en los riñones. Si los niveles se elevan suficientemente, el Cd en el riñón, dañará el riñón. Los estudios en ratas confirman que la exposición oral al Cd puede afectar el esqueleto y causas que los huesos se vuelvan más frágiles y que se rompan fácilmente. Los animales que comen o toman Cd, a veces tienen alta presión arterial, sangre pobre en Fe, enfermedad del hígado y daño cerebral o nervioso (ATSDR, 1999).

Pocos estudios han reportado una asociación entre la exposición ambiental del Cd y el funcionamiento neurofisiológico, incluyendo los puntajes verbales del índice de inteligencia (IQ) y los niveles de “distracción” de niños en E.U. (ATSDR, 1999). Las ratas

expuestas a 12.9mg/kg/día en agua durante 120 días, desarrollaron un incremento significativo en el peso relativo de los testículos y disminución en el conteo y en la motilidad de espermatozoides. Dosis más altas de Cd eran generalmente necesarias, para provocar una respuesta reproductiva tóxica en hembras en comparación con machos. Un estudio reciente de los habitantes de un área contaminada con Cd en China, encontraron un incremento en las aberraciones cromosómicas que estuvo correlacionado con el nivel urinario de Cd (ATSDR, 1999).

Las ratas jóvenes acumularon Cd en los huesos a un grado mucho mayor (100 ng/g peso seco en 5 ppm, 150 ng/g en 10 ppm) que los adultos o las ratas mayores. Aunque la falla del riñón no es la causa primaria de muerte entre poblaciones ambientalmente expuestas al Cd, se han observado incrementos en las tasas de mortalidad por causa de enfermedad renal (ATSDR, 1999). En la mayoría de los estudios, la exposición aguda de 30-138 mg/kg/día causa necrosis del hígado.

El Cd es altamente tóxico para la vida silvestre y es un carcinógeno, teratogénico y potencialmente mutagénico con severos efectos subletales y letales en bajas concentraciones (Eisler, 1985). Está asociado con un incremento en la mortalidad y afecta funciones respiratorias, niveles de enzimas, contracciones musculares, crecimiento normal y la reproducción. Es un bioacumulante en todos los niveles tróficos. Se acumula en los hígados y riñones de peces (Sadiq, 1992). De manera interesante, el Cd puede no biomagnificarse en ciertas cadenas tróficas debido a que no se acumula en el tejido muscular que es el que comprende la mayor parte de los tejidos comestibles, y la absorción intestinal es relativamente lenta (ATSDR, 1999).

Los crustáceos, parece que son más sensibles al Cd que los peces y los moluscos (Sadiq, 1992). Moluscos como mejillones, callos de hacha y ostras, pueden contener niveles de Cd tan altos como 100 a 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Los niveles de Cd detectados en tortugas de desierto en California con diskeratosis cutánea, fueron notablemente más altos que aquellos encontrados en los mismos tejidos de tortugas colectadas en otros sitios en E.U. (Dr Depeyster, 1996).

La exposición al Pb y al mercurio, exacerbaban los efectos del Cd, mientras que el Fe dietético reduce la acumulación y los efectos tóxicos de dosis orales de Cd. El Zn disminuye la absorción de Cd, probablemente estimulando la producción de la metalotioneína. La absorción es acrecentada por deficiencias de calcio y Fe en la dieta y por dietas bajas en proteínas. El bajo calcio en la dieta estimula la síntesis de la proteína de unión con el calcio (calcium-binding protein), que realza la absorción del Cd (ATSDR, 1999).

Estudios experimentales han mostrado que la forma química del Cd puede afectar su toxicidad, probablemente relacionado con la solubilidad. En ratas y ratones, los valores agudos orales de LD50 (dosis letal, muerte del 50%) para Cd, variaron cerca de 100 a 300 mg/kg . Los animales muy jóvenes tienen valores de LD40 más bajos que los animales adultos; lo podría estar relacionado con la gran absorción fraccionaria del Cd ingerido en el organismo maduro (ATSDR, 1999).

La IARC (Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer) ha determinado que el Cd es carcinógeno para los humanos (IARC, 1990).

Selenio, Se

El Se existe como selenato, selenito, Se elemental y selénido. El Se se asocia naturalmente con las emisiones volcánicas y a los sulfuros de la actividad ígnea. La combustión de combustibles fósiles es una fuente de Se. Debido a sus propiedades fotovoltaicas y fotoconductoras, el Se es ampliamente utilizado en la electrónica como por ejemplo en fotoceldas y celdas solares. El Se también es ampliamente utilizado para remover impurezas de color de cristales, para mejorar la resistencia de abrasión en cauchos vulcanizados así como también en el fotocopiado y en la tonalidad de las fotografías. Los mariscos, especialmente los camarones, proporcionan una gran cantidad de Se y el Se también se ha detectado en el aire urbano probablemente de los materiales que contienen sulfuro (Klaassen, 2001).

El Se se puede incorporar en la cadena trófica a través de los sedimentos y del agua superficial. En el ambiente, las concentraciones de Se en el suelo generalmente reflejan el desgaste por la acción atmosférica de los compuestos parentales. Estos incluyen cuerpos de mineral del sulfuro, esquisto negro, materiales volcánicos y piedras areniscas carbonosas. El Se se oxida fácilmente aumentando su movilidad. El Se experimenta una bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación mientras aumentan los niveles tróficos (Taylor et al., 1992). Se dice que el selenato se mueve sin cambiar a través de las plantas y tiene una fuerte tendencia para la bioacumulación (Depeyster, 1996).

El Se es un elemento esencial que también puede causar toxicidad si los niveles en el cuerpo son demasiado bajos o excesivos. La deficiencia de Se conduce a una cardiomiopatía en mamíferos (Levander and Burk, 1996) y se ha asociado con la deficiencia de vitamina E que puede inducir un número de desórdenes clínicos en animales (Hoffman et al, 1992, de Depeyster, 1996). Si la toma de vitamina E es baja, se incrementa la susceptibilidad a la toxicidad del Se en animales experimentales, mientras que la resistencia aumenta si se incrementa la toma de vitamina E (Klaassen, 2001).

La mayoría del Se en los tejidos animales está presente en dos formas; la selenometionina, que se incorpora en lugar de la metionina en una variedad de proteínas, y la selenocisteína que es un cofactor enzimático del sistema antioxidante de defensa. El requerimiento del Se está relacionado con el grado de la actividad oxidante y el suministro de nutrientes como Zn, Cu, Mn, Fe y vitamina E, de modo que un incremento en las cantidades de estos elementos, aumenta la necesidad por Se (Klaassen, 2001).

La toxicidad del Se ha provocado lo siguiente en varios organismos acuáticos: pérdida de equilibrio y otros desórdenes neurológicos, daño del hígado, falla reproductiva, crecimiento reducido, tasa de movimiento reducida, aberraciones cromosómicas, hemoglobina reducida y aumento en el conteo de glóbulos blancos, así como necrosis en los ovarios. Una toxicosis de Se resulta en la interrupción de estructuras queratinizadas en mamíferos y la “enfermedad alcalina” (o “enfermedad del álcali”) es un efecto bien documentado de la ingestión crónica de vegetación rica en Se. Esta enfermedad se manifiesta en el ganado con

la pérdida de pelo; síntomas similares se han descrito en ovejas y perros. La selenosis crónica ocurre en ratas con ingestión crónica de 1 ppm y en caballos de 44 ppm (Eisler, 1985). Otras manifestaciones de la enfermedad alcalina (“enfermedad del álcali”) incluyen lesiones en la piel, erosión de la articulación de los huesos largos, inflamación del canal linfático, anemia y órganos agrandados (Fan y Kizer, 1990 de Depeyster, 1996). El Se también ha producido pérdida de fertilidad y defectos congénitos y es considerado embriotóxico y teratogénico en base a los experimentos animales (WHO, 1987, de Klaassen, 2001).

La disponibilidad, así como el potencial tóxico del Se y los compuestos del Se, están relacionados con la forma química y más importante aún, con la solubilidad. Mientras que el Se libre no es tóxico, muchos de sus compuestos son extremadamente tóxicos y tienen modos de acción similar a los del arsénico. Dependiendo de la forma, el Se no se absorbe del tracto gastrointestinal (Se elemental) o sobre el 90% absorbido (selenito de sodio). La acumulación más alta se encuentra en la sangre, cerebro, músculos cardíacos y esqueléticos y en los testículos. El Se es incorporado en las proteínas de los tejidos como Semetionina, que tiene una vida media de cerca de 8 meses. Los compuestos del Se son excretados en la orina (Fan y Kizer, 1990).

Se ha sospechado que el Se es un carcinógeno humano, pero estudios adicionales han mostrado que tiene propiedades anti-carcinogénicas (WHO, 1987 de Klaassen, 2001). Investigaciones epidemiológicas han indicado un decremento en las tasas de muerte humana por cáncer correlacionadas con el aumento del contenido de Se en los cultivos forrajeros. Además del aparente efecto protector contra algunos agentes carcinógenos, el Se

es un antídoto para los efectos tóxicos de otros metales, particularmente arsénico, Cd, mercurio, Cu y talio. El mecanismo subyacente a estas interacciones es desconocido (Klaassen, 2001).

Manganeso, Mn

El Mn es un elemento de transición y puede existir en 11 estados oxidativos. Se ha hecho énfasis en los efectos de salud de los compuestos que contienen Mn inorgánico en los estados de oxidación Mn(II), Mn(III) o Mn (IV) ya que estas son las formas más comúnmente encontradas en el ambiente y en el lugar de trabajo. Existe evidencia en animales y humanos sobre efectos neurológicos inversos que pueden resultar de la exposición a diferentes compuestos del Mn (ATSDR, 1999). El Mn utilizado en la fabricación de aleaciones de metal, baterías de célula seca, bobinas eléctricas, cerámica, fósforos, cristal, tintes, en fertilizantes, barras de soldadura, como agentes oxidantes y como aditivos en alimento animal (Goyer, 1996). El Mn también es liberado al ambiente por la explotación minera y fundidores de Mn (Shukla y Singhal, 1984).

El maneb y el mancozeb, son formas orgánicas del Mn ampliamente utilizados como funguicidas en las industrias de la agricultura y silvicultura. El mangafodipir es utilizado como un agente contrastante en las imágenes de resonancia magnética (RM), un uso clínico del Mn (ATSDR, 1999). Existe un interés actual en la toxicología del Mn debido a la exposición potencial del uso del combustible del Mn aditivo MMT (metilciclopentadienil Mn tricarbonil) como reemplazo para los aditivos que contienen Pb en la gasolina. El uso industrial del Mn también se ha expandido en años recientes como un ferroalóide (o

“aleación ferrosa”) en la industria del Fe y como un componente de las aleaciones utilizadas en la soldadura (Apostoli et al., 2000).

Toda la corteza terrestre contiene Mn en concentraciones que generalmente son mucho más altas que las de otros micronutrientes, con excepción del Fe (Alloway, 1990). Los suelos virtualmente obtienen todo su contenido de los materiales parentales y las concentraciones encontradas en los suelos minerales reflejan la composición de estos materiales (DePeyster, 1996). La toma del Mn por las plantas depende de la concentración de sus diferentes formas iónicas en la solución del suelo (Alloway, 1990).

La periodo biológico en el cuerpo es de 37 días. El Mn también cruza fácilmente la barrera sangre-cerebro y su vida media en el cerebro es más larga que en el cuerpo entero. Aunque se distribuye ampliamente en todo el cuerpo, el Mn se acumula en los huesos y en la bilis. El Mn es eliminado en la bilis y es reabsorbido en el intestino, pero la principal ruta de excreción es a través de las heces. La absorción gastrointestinal es menos del 5 por ciento. El Mn se concentra en las mitocondrias de tal forma que los tejidos ricos en estos organelos –incluyendo el páncreas, el hígado, riñones e intestinos- tienen las concentraciones más altas del Mn. El Mn es un elemento esencial y es un cofactor para un número de reacciones enzimáticas, particularmente las involucradas en la fosforilación, colesterol y síntesis de ácidos grasos. El Mn está presente en todos los sistemas vivos, la principal fuente de entrada es a través del alimento (Klaassen, 2001).

La deficiencia del Mn se ha producido en muchas especies de animales, dando como resultado un crecimiento deteriorado, anormalidades esqueléticas y función reproductiva

perturbada. El Mn tiene una relativamente baja toxicidad oral y cutánea en comparación con muchos otros metales; hay pocos casos reportados de toxicidad de Mn por ingestión oral. La exposición crónica resulta en anemia de deficiencia de Fe, cirrosis del hígado y desórdenes del sistema nervioso que resultan en síntomas similares al mal de Parkinson (Goyer, 1996). Niveles elevados de Mn en aves han mostrado causar los siguientes efectos: disminución en la hemoglobina, anemia y reducción del crecimiento. En mamíferos, los efectos incluyen alteraciones de los químicos del cerebro, irritación gástrica, desarrollo testicular tardío, bajos pesos de nacimiento, cambios en el comportamiento y debilidad muscular (ATSDR, 1991). La absorción oral del Mn es incrementada por la deficiencia del Fe, que puede contribuir a variaciones en susceptibilidad individual.

Hierro, Fe

El Fe de los meteoritos fue utilizado por primera vez hace aproximadamente 6000 años para hacer ornamentos, armas y herramientas. Actualmente, utilizamos 20 veces más Fe (en la forma de acero) que todos los otros metales juntos. El Fe es minado como hematita. El Fe no se encuentra como un metal libre en la naturaleza. El metal más común es la hematita (óxido de Fe, Fe_2O_3). El Fe se encuentra en otros minerales como la magnetita que se observa como arenas negras a lo largo de las playas. El núcleo de la tierra se compone en su mayoría de Fe. Este metal es el cuarto elemento más abundante por peso en la corteza de la tierra.

El Fe es un metal esencial para plantas y animales. Las mayores concentraciones de Fe se encuentran en las células del hígado, páncreas, órganos endocrinos y en el corazón. Generalmente, cerca del 2 al 15 por ciento del Fe ingerido es absorbido del tracto

gastrointestinal. La eliminación del Fe absorbido es solo de alrededor de 0.01 por ciento por día. Normalmente, se excreta el exceso del Fe ingerido y cierta cantidad es contenida dentro de las células intestinales, en la bilis y en la orina; incluso en el sudor, uñas y pelo (Goyer, 1996). La deficiencia de Fe es la deficiencia nutricional más común en todo el mundo, afectando infantes de mayor edad, niños pequeños y mujeres en edad de maternidad. Otros efectos de la deficiencia del Fe incluyen desarrollo intelectual deteriorado, un decremento en la resistencia a la infección y posiblemente un incremento en la susceptibilidad al Pb y a la toxicidad del Cd.

Los efectos de la toxicidad del Fe a nivel celular, incluyen un incremento en la peroxidación de lípidos ocurre con un consecuente daño de membrana a las mitocondrias, microsomas y otros organelos celulares. Una severa toxicidad aguda ocurre después de la ingestión de más de 0.5 g de Fe o 2.5 g de sulfato ferroso. Señas de choque y acidosis metabólica, daños del hígado y efectos de coagulación, siguen a esto dentro de los siguientes días. Los efectos tardíos pueden incluir falla renal y cirrosis hepática (Klaassen, 2001). En muchos sistemas de acuicultura, la presencia del Fe en concentraciones por encima de 0.1mg/l, dañará las branquias de los peces (Dryden Aqua, 2004).

Efectos sinérgicos de los metales

Los efectos interactivos incluyendo la toxicidad causada o exacerbada por deficiencias nutricionales, pueden complicar más el estudio de la toxicología de los elementos traza. Por ejemplo, el calcio dietético y el Fe, inhiben la entrada de Pb dietético y el Fe también inhibe la entrada del Cd (Goyer, 1996); o la absorción del Pb y el calcio es reducida por la vitamina C probablemente debido a un incremento en la absorción de Fe. Otro aspecto que

merece más atención, es la interacción de los metales con proteínas de enlace (binding proteins) como la metalotioneína (que enlaza Cd, Hg, Zn y Cu), la transferina (Fe, Zn) y la ceruloplasmina (Cu) que son inducidas o agotadas. La toxicidad del metal puede ocurrir como resultado de un cambio en la síntesis, metabolismo, distribución o habilidad de unión de una de estas proteínas de enlace (Depeyster, 1996).

Las interacciones biológicas entre los elementos traza son comunes. Se ha hipotetizado que aquellos elementos cuyas propiedades físicas gran cantidad de posibilidades no dependen solo de la interacción potencial de los metales, sino también de la condición del animal.

1.1 Justificación por este proyecto

Contaminación por metales pesados en Baja California

Las distribuciones de los cuatro elementos traza (Cd, Co, Cu, y Ni) en la zona de resaca y las aguas costeras de Baja California México, parece que están dominados por procesos naturales físicos y biogeoquímicos característicos de aguas abiertas del océano. Las concentraciones relativamente altas de aquellos elementos en algunas aguas cercanas a la zona de resaca se atribuyen primordialmente a la remoción y a la suspensión, a lo largo de la estrecha plataforma continental, mientras que concentraciones relativamente bajas y la mezcla física con agua oceánicas agotadas de elementos traza del Gyre del norte del Pacífico Central. El predominio aparente de esos procesos naturales, sugiere que las perturbaciones antropogénicas de este sistema costero relativamente prístino han sido nominales a pesar de las perturbaciones mensurables en otras concentraciones de elementos traza (Ag y Pb) dentro de esa área (Sanudo-Wilhelmy y Flegal, 1996).

La excavación mineral a finales del siglo 19 en Baja California, fue increíblemente popular –oro, plata, Cu y yeso, grafito, mercurio, Ni y sulfuro- todos fueron buscados. Santa Rosalía fue hogar de una de las operaciones más grandes de fundición y de extracción de Cu en México. De hecho, los proyectos de minería marcan puntos en el paisaje de la península, desde la mina abandonada de ónice en El Mármol en la parte central de Baja California, hasta las viejas minas de oro y plata de El Triunfo en las afueras de la ciudad de La Paz (Cummings, 2000).

Niveles elevados de As y Cd en sedimentos cercanos al Estero Zacatecas en la Bahía de la Paz, pueden estar atribuidos por lo menos parcialmente, a la presencia de material fosfático (Shumilin, Evgueni et al., 2001). Este material fosfático fue producido por la erosión de las rocas enriquecidas con fósforo de la formación de San Gregorio y/o del distrito minero de fosforita de San Juan de la Costa. El material fosfático tiene típicamente calcio y fósforo, que son elementos isomórficos portadores en la matriz sólida para As y Cd, respectivamente. Actualmente es desconocido el grado a el cual las rocas sedimentarias en la región y/o la resuspensión de agua rica en nutrientes son responsables de los niveles regionales de Cd relativamente altos en suelos, rocas, sedimentos y biota del sur de Baja California. Tanto el Pb como el Cd exhibieron valores más altos a los típicos para la corteza continental dentro de la Laguna de la Paz (Shumilin, Evgueni et al., 2001).

Altos niveles de Cd ya se han observado en la Península de Baja California; desde riñones de ballenas grises (Méndez et al, 2002) hasta el plancton en el Mar de Cortés (Martin y Broenkow, 1975) y las rayas (de Méndez et al., 2002). Altos niveles de Cd también fueron muestreados del sedimento en el sur de la península de Baja California (Méndez et al.,

1998) y de muestras de agua colectadas de una productiva pesquería de calamar (de Méndez, 2002). Los niveles elevados de Cd aparentemente no están limitados a los organismos acuáticos de esta región. Dos especies de murciélagos pescadores de ambientes relativamente no perturbados y no contaminados mostraron valores más altos de Cd que los reportados anteriormente para la especie (Méndez, et al., 2000). En un estudio de las pilas de escoria de la fundidora en el distrito de Santa María de la Paz, también se presentaron altos niveles de contaminación por Cd, entre otros metales (Manz, 1997). Los metales encontrados dentro de esta escoria, eran lo suficientemente finos para disolverse en el agua de lluvia y por lo tanto, probables a terminar en aguas costeras locales o en el agua potable.

Sin embargo, Shumilin (et al., 2001) encontró principales fuentes antropogénicas de Pb, Cu, Cd o Zn en sedimentos de la Laguna de la Paz, pero especuló que las concentraciones elevadas de Pb probablemente fueron el resultado de la actividad humana ya que se encontraron solo en los sedimentos superficiales a lo largo de la costa urbanizada del canal de marea. Una mejor comprensión de los procesos biogeoquímicos del Cd en el área ayudaría a identificar las fuentes del metal, las interacciones en el ambiente y las áreas de acumulación final. Un estudio de doce áreas urbanas en el mundo a mediados de los 80s, concluyó que los residentes de la Ciudad de México tenían los niveles más altos de Pb y Cd en su sangre (<http://www.country-studies.com/mexico/environmental-conditions.html>)

1.2 Antecedentes

Concentraciones de metales en tortugas

Típicamente, los estudios de metales pesados en tortugas marinas, han incluido riñón e hígado con inclusión ocasional de grasa, músculo y varias otras muestras de tejidos. Es poco lo que se conoce acerca del rango de elementos traza dentro de las tortugas marinas; sin embargo, las concentraciones de elementos esenciales (como el Cu y el Zn) generalmente se han identificado a un rango más estrecho que los elementos no esenciales. Las concentraciones hepáticas de Zn, parecen variar poco entre las especies, generalmente entre 20 mg/kg a 60 mg/kg en masa (Thompson, 1990); y la mayoría de las tortugas marinas han caído dentro de este rango (Pugh y Becker, 2001). Los elementos no esenciales como el arsénico, el Cd, el mercurio y el Pb, presentan la mayor variabilidad (Pugh y Becker, 2001).

Las tortugas más comunes incluidas en estudios toxicológicos parece que son las tortugas amarillas y las tortugas verdes, probablemente debido a la rareza de encuentros con otras especies de tortugas marinas. Con datos escasos, frecuentemente de localidades muy diferentes, de animales en varios estados de madurez, es difícil corroborar patrones toxicológicos emergentes.

Sin embargo, ciertos patrones se comienzan a formular con respecto a la acumulación de metales dentro de los tejidos de las tortugas marinas. Con una mayor cantidad de estudios a nivel global, más tendencias se están reconociendo entre las especies de tortugas marinas. Por ejemplo, el riñón de tortugas verdes parece que acumula la cantidad más alta de Cd y Pb (Lam, 2004; Anan et al., 2001; Caurant, 1999), mientras que el hígado parece ser el

tejido involucrado en el almacenamiento de Cu (Pugh y Becker, 2001; Lam, 2004; Anan et al., 2001; Caurant, 1999) y Fe (Aguirre, 1994) en tortugas marinas. Las concentraciones más altas de Cu típicamente se han observado en los hígados de las tortugas verdes, correspondiendo con nuestros datos. De hecho, las concentraciones de Cu dentro de los hígados de tortugas verdes se ha reportado que son más altos que los rangos observados en mamíferos marinos, aves y tortugas de agua dulce (*Chelydra serpentina*) (todo de Pugh y Becker, 2001). Muchos otros estudios de tortugas marinas han encontrado niveles de metales similares a los conocidos en mamíferos marinos; sin embargo, dentro de los trabajos toxicológicos emergentes sobre tortugas marinas, solo se puede encontrar consistentemente, un estudio que parece que contradice a la mayoría de los trabajos. Como se mencionó anteriormente, varios estudios indican que la concentración de Pb es más alta dentro del tejido de riñón de las tortugas verdes (Lam, 2004; Anan et al., 2001, Godley, 1999), sin embargo, un estudio por Sakai (et al., 2000) indica un nivel más alto de Pb dentro del tejido del hígado de la misma especie.

De hecho, dentro de los escasos estudios existentes involucrando tortugas marinas y metales pesados, a menudo parece que hay más variación que en los temas comunes. Estas variaciones son solo complicadas al descomponer en factores las diferencias entre las especies. Storelli (1998), así como Sakai (2000), encontraron que las tortugas amarillas del Pacífico también presentaron los niveles más altos de Pb dentro del tejido del hígado. Sin embargo, ¿cómo se comparan fisiológicamente estas tortugas con las tortugas verdes? ¿Existen diferencias en cómo las especies individuales metabolizan varios metales? Tal vez, las diferencias en las rutas migratorias y en los niveles de exposición son los principales factores que deben de tomarse en cuenta cuando se comparan las especies.

Estudios subcelulares involucrando dichas cuestiones, están comenzando a emerger (Gordon, 1998), y será solo cuando estos descubrimientos se apliquen en un rango más amplio de datos toxicológicos involucrando todas las especies de tortugas marinas de todo el globo terrestre, cuando tales respuestas comenzarán a tomar forma. Un mejor entendimiento acerca de cómo se acumulan y se distribuyen los metales dentro de los tejidos de tortugas marinas, probablemente ayude a explicar porqué las tortugas verdes de China tienen niveles más altos de Mn en el tejido del riñón (Anan et al., 2001).

Un estudio conducido por Caurant (1999) involucrando tres diferentes especies de tortugas marinas de la costa Atlántica francesa, encontró que las concentraciones de Cu en el hígado de tortugas verdes fueron mucho más altas que las encontradas en tortugas amarillas y en tortugas láud, pero compatibles en las concentraciones de riñón y músculo. Una vez más, muchos factores pueden estar en juego para explicar las diferencias. Factores incluyendo la edad y las diferentes tasas de crecimiento dentro de la misma cohorte y poblaciones (de Caurant, 1999), así como diferencias en la dieta, deben descomponerse en factores al procurar entender los números implicados dentro de estos estudios. Se conoce que el Cd en humanos se acumula en el páncreas, en donde puede exhibir concentraciones más altas que el hígado debido a su eliminación más rápida (de Caurant, 1999); conduciendo así a otra dificultad al comparar solo unos cuantos estudios. Una dificultad adicional es sobre el hecho de que cada estudio utiliza diferentes tejidos y analiza diferentes metales.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Proporcionar una información base sobre concentraciones de metales pesados en cuatro especies de tortugas marinas de la península de Baja California.

1.3.2 Objetivos particulares

- Comparar la acumulación de metales en diferentes tejidos de tortugas marinas.
- Identificar diferencias en la concentración de metales entre las especies de tortugas marinas.
- Determinar si la concentración del metal varía con el tamaño de la tortuga marina.
- Comparar los niveles de metales en tortugas marinas de la península de Baja California con los reportados alrededor del mundo.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

La mayoría de las muestras de tortugas marinas obtenidas de Bahía Magdalena, localizada en la costa del Pacífico de la península de Baja California entre 24°15'N y 25°20'N, y 111°30'W y 112°15'W. Bahía Magdalena es una laguna somera protegida del Pacífico por dos barreras de islas, Isla Magdalena al noroeste e Isla Margarita al sureste. La bahía es una laguna hipersalina con valores de temperatura y salinidad típicamente más altos que los encontrados en el Océano Pacífico (de Gardner y Chávez, 2000).

Donde el Llano plano de Magdalena se ha hundido por debajo del Pacífico, el océano ha impuesto y ha creado una cadena de islas de barrera a lo largo de más de 209 km (130 millas), separada de la península por una serie de bahías someras con una profundidad promedio de menos de 18 metros (60 pies). Los arroyos que se hunden debajo del Pacífico se han transformado en “bocas” que permiten la entrada del mar. Estas bocas ahora forman canales entre las islas de barrera (Cummings, 2000). La población de las comunidades en esta región varía de 3000 (Puerto San Carlos) a 300 (Puerto Magdalena) habitantes.

Cabo San Lucas, un área de alto tráfico de turistas (300,000 –o más anualmente), localizado en la punta suroeste de la península de Baja California, sirvió como otro sitio de muestreo para este estudio. Con una población permanente de 25,000 habitantes, la ciudad tiene una proporción de turistas-a-residentes más alta que en cualquier otra parte de la Región de los Cabos, especialmente durante la temporada pico de turistas de Noviembre a Marzo.

Las muestras de tortugas marinas también fueron colectadas en Bahía de los Angeles, una reserva natural localizada en el Golfo de California. Un establecimiento bastante rural, con una población de lento crecimiento que no ha sido alterada drásticamente por la carretera Transpeninsular; Bahía de los Ángeles recientemente adoptó el servicio telefónico. Una actividad importante en el área sigue siendo la pesca. Una gran variedad de vida marina, incluyendo 9 especies de ballenas, se encuentra en Bahía de los Ángeles. En algún tiempo, esta fue un área con una de las principales pequerías de tortugas en México, pero la sobrepesca en los '60s y '70s llevó a todas las especies al borde de la extinción (Cummings, 2000).

Figura 2. Sitios de muestreo, resaltados con estrellas rojas.



2.2 Protocolo de colección de muestras

Las muestras de tejidos de tortugas marinas (hígado, riñón, músculo y grasa) se obtuvieron de animales muertos como resultado de la pesca incidental a lo largo de la península de Baja California. Cada tortuga se identificó a nivel especie y se midió la longitud total del caparazón usando calibradores de 1 m. Las muestras de tejido fueron disectadas, envueltas en papel aluminio, colocadas en una bolsa de plástico etiquetada y almacenadas en hielo o en hieleras hasta que fueron transportadas al laboratorio.

2.3 Análisis de laboratorio

Los tejidos fueron almacenados y congelados a -80°C hasta su procesamiento. En el momento del análisis, los tejidos fueron removidos y descongelados por aproximadamente 24 horas, o hasta que las secciones se pudieran cortar. Se utilizaron navajas de acero inoxidable para cortar y se enjuagaron completamente con agua destilada entre muestras. Después de que la sección fue removida, las muestras se regresaron inmediatamente al almacenamiento a -80°C .

Las secciones descongeladas de cada tejido, se enjuagaron con agua destilada para eliminar el agua de mar restante. Las muestras se secaron en un horno a 60°C durante 24-48 horas, hasta que el peso permaneció constante. Las muestras secas se molieron en un mortero para prevenir la contaminación por metales, se homogeneizaron y se tomó una muestra representativa para el análisis utilizando un espectrofotómetro.

Las muestras, junto con estándares certificados y de blanco, se procesaron de acuerdo a la metodología descrita por CEM Mars microwave oven 5X. Se pesó el tejido seco (0.2 to 0.5

gm.) en una taza de Teflón HP 500 a la que se le agregó 10 ml de trace grade HNO₃ para la digestión del tejido. Las tazas de teflón fueron aseguradas, cerradas y colocadas dentro del horno Mars. La rampa de control de presión fue dirigida a 200 psi, el voltaje se fijó a 1200 y la temperatura máxima fue de 210°C. El tiempo mantenido fue de 10:00 minutos con el valor de tiempo de la rampa fijado a 25:00 minutos.

Se determinaron las concentraciones de los metales utilizando un espectrofotómetro de absorción (modelo GBC's AVANTA PM). Se corrieron las curvas de calibración para cada serie de muestras, además de otra curva obtenida de un estándar de referencia certificado (TORT2) del Consejo Nacional de Investigación. El certificado estándar para músculo de langosta, se utilizó para proporcionar la misma matriz encontrada en los tejidos de las tortugas marinas.

La concentración de los elementos traza en las muestras, se determinó utilizando una hornilla que contenía aire con acetileno y óxido nitroso con mezclas de acetileno. Los elementos determinados en este estudio corresponden a las siguientes longitudes de onda:

Tabla V. Longitud de onda (nm) de los metales analizados.

Elemento	Símbolo	Longitud de onda (nm)
Cd	Cd	228.8
Cu	Cu	324.7
Fe	Fe	248.3
Pb	Pb	217.0
Mn	Mn	279.5
Ni	Ni	232.0
Zn	Zn	213.9

Los procedimientos por Espectrofotometría de Absorción Atómica de Flama

Las calibraciones iniciales y periódicas se realizaron de acuerdo a las recomendaciones de manufactura de los instrumentos. La concentración de Se y Cd se midió en el Laboratorio de Toxicología de la Universidad Estatal de San Diego utilizando la misma metodología descrita anteriormente con las siguientes variaciones.

Las muestras fueron digeridas con 5 ml ácido nítrico de 35% de la **trace metal grade** y se disolvieron utilizando bombas de digestión durante 30 segundos en un horno de microondas seguido por la adición de 9 gotas de peróxido de hidrógeno. Los niveles de los metales se determinaron utilizando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Simultánea de Multi-elementos (Perkin Elmer SIMAA 6000).

2.4 Análisis Estadístico

Se utilizaron análisis de varianza (ANOVA) para determinar diferencias estadísticas. Donde se detectaron diferencias, se utilizó la prueba de Tukey para determinar en dónde existió la diferencia. Se utilizó el límite de rechazo de $p \leq 0.05$ para todas las comparaciones. Se realizaron análisis de regresión para identificar tendencias no-al azar en los datos comparando las concentraciones del metal con el tamaño de la tortuga y correlaciones entre diferentes metales.

3. RESULTADOS

3.1 Tamanos de las tortugas

Tabla VI. Especimenes de tortuga marina colectados a lo largo de la Península de Baja California, México para los análisis de residuos de metales. Los valores están dados como promedios para cada especie con la desviación estándar indicada entre paréntesis y los rangos a bajo. El tamaño se midió con la longitud total (straight) del caparazón.

Species	N	SCL (cm)
<i>C. mydas</i>	11	61.42 (10.61) 48.50 - 76.90
<i>C. caretta</i>	5	57.00 (4.55) 52.00 - 63.00
<i>L. olivacea</i>	6	60.08 (5.08) 53.00 - 66.00
<i>E. imbricata</i>	1	48.40

De las 24 tortugas marinas colectadas para este estudio, la tortuga más pequeña midió 48.4 cm en LTC (Tabla VI). La mayoría de los tejidos obtenidos fueron de *C. mydas agassizii* (n=11), mientras que solo se incluyó una tortuga de la especie *E. imbricata*. En general, las tortugas *C. mydas agassizii* fueron las que tendieron a ser más grandes (promedio de LTC = 61.42 cm), seguidas por *L. Olivacea*, después *C. caretta* y por último *E. imbricata*. Sin embargo, las diferencias en tamaño entre especies no fueron estadísticamente significativas (p=0.68).

Tabla VII. Residuos de metales detectados en muestras de tejido de cuatro especies de tortugas marinas colectadas a lo largo de la Península de Baja California, México. Los datos están expresados como medias (ppm) con desviación estándar entre paréntesis. Los

límites de detección fueron Cd= .0009 ppm, Cu= 0.0025 ppm, Fe= 0.005 ppm, Mn=0.002 ppm, Ni= 0.004 ppm, Pb=0 .006 ppm, Se= 50 ppb, Zn= 0.0008 ppm; ND significa no detectado y los tamaños de muestra se encuentran entre paréntesis.

Species	Tissue (n)	weight (g)	Metals (ppm)							
			Pb	Fe	Zn	Mn	Cd	Ni	Cu	Se
<i>C. mydas</i>	fat (10)	0.43 (0.05)	0.33 (0.47)	23.95 (46.68)	64.91 (54.34)	0.05 (0.25)	0.15 (0.46)	2.33 (4.97)	1.02 (2.96)	
	kidney (10)	0.43 (0.06)	0.06 (0.12)	142.22 (142.60)	203.63 (104.54)	1.97 (2.78)	216.88 (226.14)	8.14 (10.15)	7.66 (5.88)	
	liver (11)	0.44 (0.06)	n/d	364.25 (505.15)	87.12 (38.90)	1.28 (2.11)	26.29 (32.26)	0.90 (2.28)	77.15 (42.96)	5.02 (2.95)
	muscle (11)	0.43 (0.06)	0.13 (0.37)	75.31 (88.28)	49.82 (35.26)	0.70 (2.34)	3.81 (11.76)	0.90 (1.44)	1.62 (4.08)	
<i>C. caretta</i>	fat (6)	0.36 (0.06)	n/d	7.89 (6.68)	28.11 (19.97)	2.04 (0.99)	0.63 (0.51)	0.65 (0.72)	0.72 (0.29)	
	kidney (5)	0.36 (0.05)	13.96 (31.26)	298.02 (227.27)	74.72 (64.32)	6.67 (2.93)	93.68 (90.30)	0.83 (1.46)	5.22 (2.94)	
	liver (5)	0.43 (0.04)	n/d	577.12 (822.92)	72.16 (21.90)	2.91 (3.43)	12.77 (12.48)	1.50 (1.56)	38.16 (18.86)	7.00
	muscle (5)	0.41 (0.06)	0.31 (0.70)	79.02 (16.60)	67.21 (39.88)	3.40 (2.20)	0.61 (0.66)	0.13 (0.29)	1.49 (1.31)	
<i>L. olivacea</i>	fat (5)	0.39 (0.06)	n/d	57.18 (88.25)	6.90 (6.28)	2.37 (1.16)	0.90 (0.83)	0.16 (0.20)	1.01 (0.79)	
	kidney (5)	0.39 (0.05)	0.55 (1.05)	307.11 (268.50)	32.02 (47.18)	5.46 (1.38)	135.71 (104.87)	0.49 (0.98)	12.02 (20.37)	
	liver (5)	0.41 (0.02)	n/d	2331.40 (3084.50)	52.64 (24.28)	2.32 (3.95)	44.31 (61.85)	2.04 (1.71)	58.19 (41.99)	
	muscle (5)	0.38 (0.05)	n/d	116.29 (101.66)	88.18 (19.97)	2.37 (1.53)	2.30 (3.26)	0.07 (0.17)	1.62 (1.41)	
<i>E. imicata</i>	fat (7)	0.35	n/d	11.14	42.39	2.53	0.43	n/d	0.72	
	kidney (7)	0.32	n/d	361.85	82.45	7.62	4.20	1.61	3.89	
	liver (7)	0.41	n/d	71.88	25.89	0.74	0.48	2.48	2.47	
	muscle (7)	0.39	n/d	258.38	102.21	1.78	1.02	n/d	3.68	

3.2 Metales dentro de los tejidos (Intraespecies)

Se encontraron diferencias significativas en cuanto a concentraciones de metales dentro de diferentes tejidos de tortugas marinas (Tabla VII). En *Chelonia mydas*, las concentraciones promedio más altas de Fe y Cu fueron detectadas en hígado (364 ppm and 77.15 ppm, respectivamente). Los niveles de Fe en hígado fueron significativamente mayores que en tejido adiposo ($p=0.03$) (Figura 3), mientras que las concentraciones de Cu en hígado fueron mayores en comparación con todos los otros tejidos examinados ($p<0.001$ para todas las comparaciones) (Figura 4). Las concentraciones promedio más altas de Cd, Ni y Zn fueron observadas en tejido de riñón (216.88, 8.14, y 203.63 ppm, respectivamente). Se detectó una diferencia significativa en la concentración de Cd y Zn en riñón de *C. mydas* en comparación con todos los demás tejidos ($p<0.001$ para todas las comparaciones) (Figuras

5 y 6). Las concentraciones de Ni en riñón fueron significativamente mayores que en músculo ($p=0.03$) e hígado ($p=0.03$) (Figura 7). No se encontraron diferencias significativas en cuanto a la acumulación de Pb y Mn en los tejidos. La concentración promedio de Se en hígado fue de 5.02 ppm ($n=9$), que fue el único tejido para el cuál este elemento fue analizado.

Figura 3. Concentraciones de Fe (ppm) en diferentes tejidos de *C. mydas*. El error representa la desviación estándar.

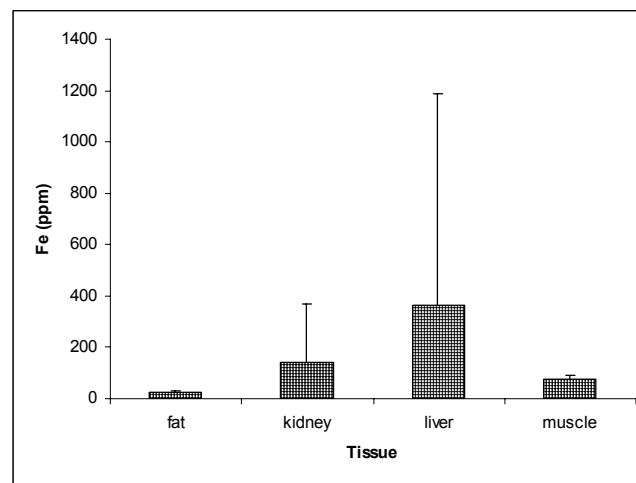


Figura 4. Concentraciones de Cu (ppm) en diferentes tejidos de *C. mydas*. El error representa la desviación estándar.

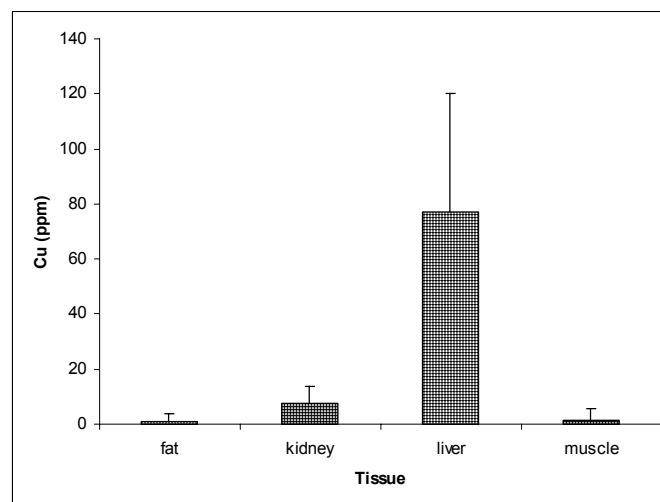


Figura 5. Concentraciones de Cd (ppm) en diferentes tejidos de *C. mydas*. El error representa la desviación estándar.

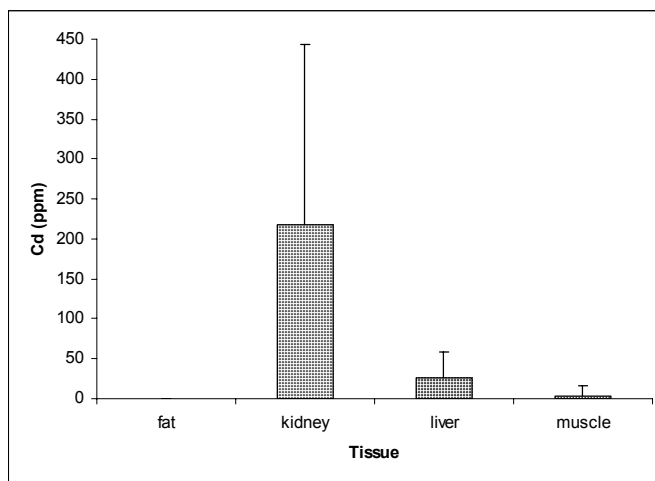


Figura 6. Concentraciones de Zn (ppm) en diferentes tejidos de *C. mydas*. El error representa la desviación estándar.

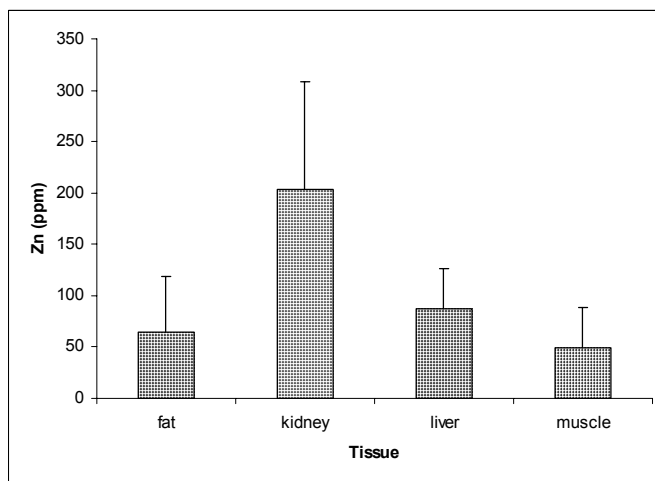
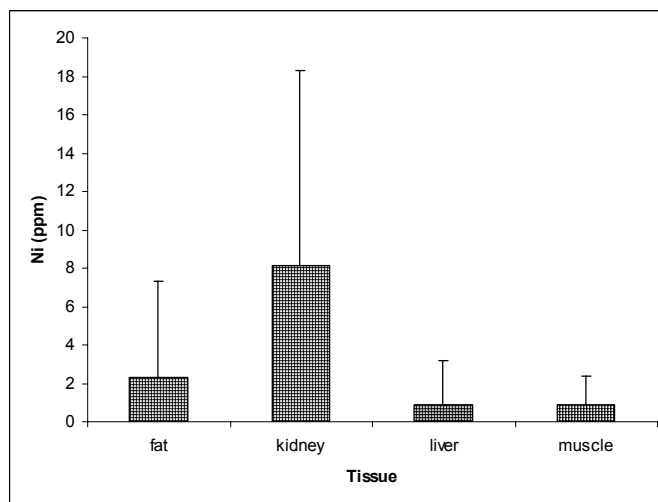


Figura 7. Concentraciones de Ni (ppm) en diferentes tejidos de *C. mydas*. El error representa la desviación estándar.



De manera similar a *C. mydas*, en *L. olivacea*, la concentración promedio más alta de Fe y Cu se observó en el hígado (2331.4 ppm y 50.19 respectivamente). Sin embargo, en esta especie, las diferencias en concentraciones de Fe a través de los tejidos no fueron estadísticamente significativas. Los niveles en hígado de Cu, fueron mayores que en todos los otros tejidos analizados (tejido adiposo $p=0.01$, riñón $p=0.04$ y músculo $p=0.01$) (Figura 8). La concentración de Cd fue mayor en riñón que en tejido adiposo ($p=0.01$) y músculo ($p=0.01$) (Figura 9). Unlike *C. mydas*, in which Ni concentration were highest in kidney, in *L. olivacea*, the highest concentration of this element was observed in liver tissue, with significant difference detected in comparisons with adipose ($p=0.02$) and muscle ($p=0.01$) (Figura 10). Los niveles de Zn fueron significativamente mayores en músculo así como los comparados con riñón ($p=0.02$) y con tejido adiposo ($p<0.001$) (Figura 11). La mayor concentración de Mn se encontró en el riñón de *L. olivacea*. No se observaron diferencias significativas en cuanto a concentraciones de Pb o Mn dentro de los tejidos, aunque el valor

de p para Mn fue casi significativo ($p=0.057$). En *L. olivacea*, solo se detectó Pb en riñón (valor=0.55 ppm).

Figura 8. Concentraciones de Cu en diferentes tejidos de *L. olivacea*. Las barras de error representan la desviación estándar.

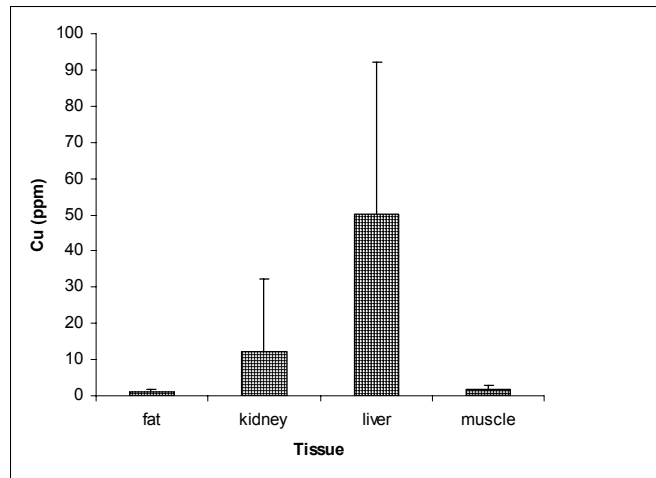


Figura 9. Concentraciones de Cd en diferentes tejidos de *L. olivacea*. Las barras de error representan la desviación estándar.

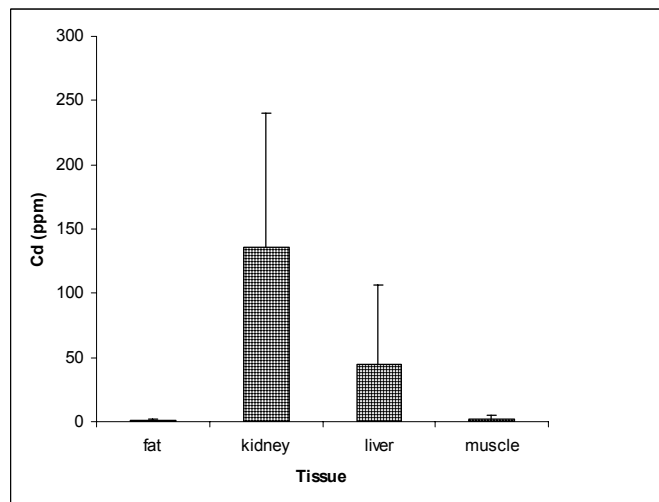


Figura 10. Concentraciones de Ni en diferentes tejidos de *L. olivacea*. Las barras de error representan la desviación estándar.

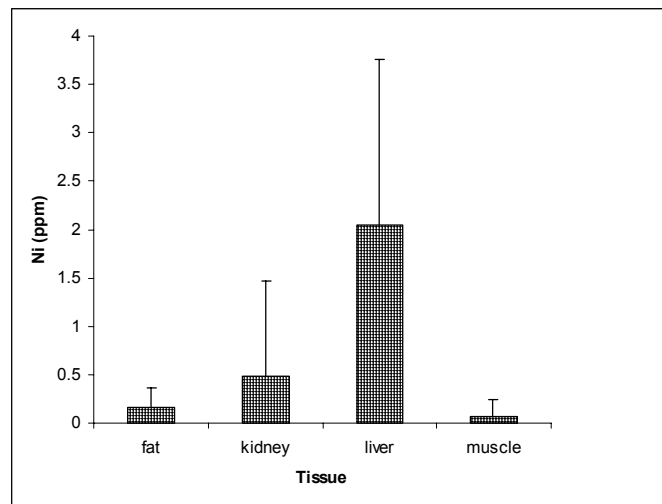
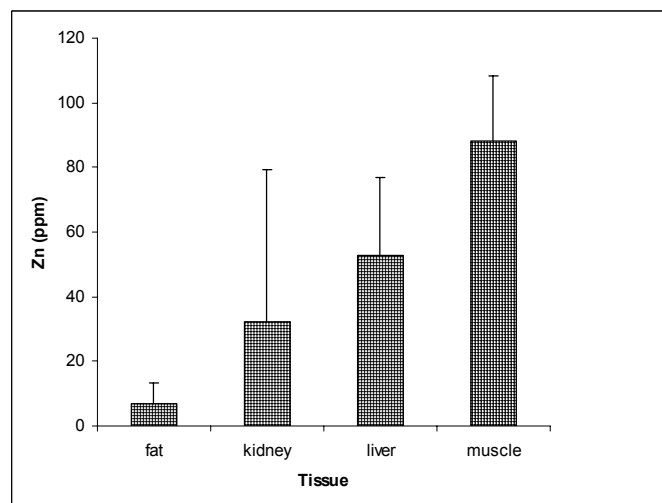


Figura 11. Concentraciones de Zn en diferentes tejidos de *L. olivacea*. Las barras de error representan la desviación estándar.



Se notaron pocas diferencias significativas en tejidos de *Caretta caretta*. La concentración de Cd fue la más alta en riñón, y también la más alta comparada con todos los demás tejidos. ($p < 0.001$ para todas las comparaciones) (Figura 12). Los valores de Cu en hígado

fueron significativamente mayores comparados con los demás tejidos dentro de *Caretta caretta* ($p < 0.001$ para todas las comparaciones) (Figura 13). No se encontraron diferencias significativas en Pb, Fe, Ni, Zn o Mn. Solo dos tejidos tuvieron niveles detectables de Pb, de los cuales el valor de riñón (69.89 ppm) fue notablemente mayor que el de músculo (1.57 ppm). Los niveles promedio de Zn en *C. caretta* fueron casi iguales en riñón, hígado y músculo, y fueron mucho más bajos en tejido adiposo. El Mn fue el más alto en riñón (6.67 ppm), como en el caso de *C. mydas*. Sin embargo, el Ni fue ligeramente mayor en el tejido de hígado. El promedio total del valor de Fe que se encontró en hígado de *Caretta caretta* fue considerablemente alto (577.12 ppm), en concurrencia con varios otros valores de Fe de este estudio.

Figura 12. Concentraciones de Cd en diferentes tejidos de *C. caretta*. Las barras de error representan la desviación estándar.

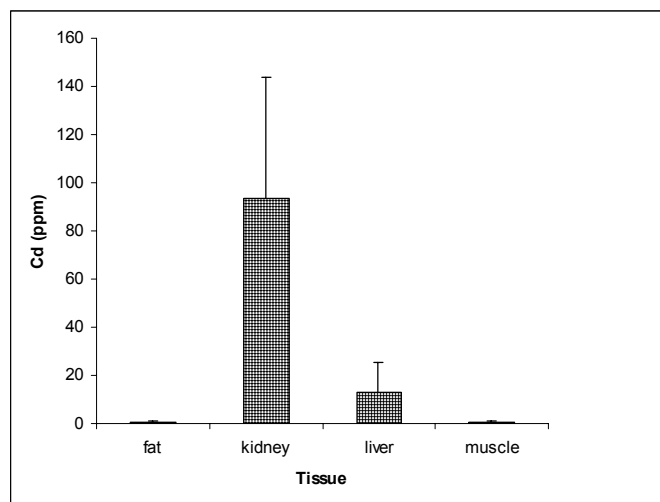
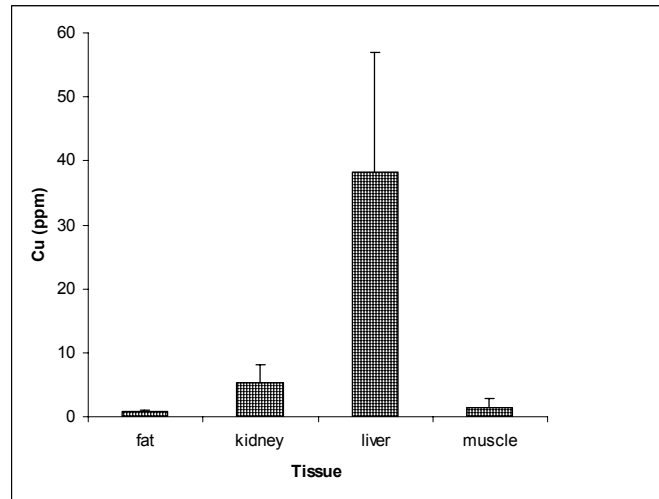


Figura 13. Concentraciones de Cu en diferentes tejidos de *C. caretta*. Las barras de error representan la desviación estándar.



De forma similar a las otras especies, las concentraciones de Cd en *E. imbricata* fueron mayores en el riñón (4.2 ppm). Sin embargo, la concentración más alta de Fe se midió en el riñón (361.85ppm) a diferencia de las otras tres especies incluidas (Tabla VII). La concentración más alta de Zn se observó en el músculo (102.21 ppm), como en *L. Olivacea*; y la concentración más alta de Ni se midió en el hígado (2.48ppm). El Mn fue notablemente más alto en el tejido de riñón, seguido por tejido adiposo, músculo y por último hígado. Los valores de Cu fueron más homogéneos que aquellos encontrados en las otras especies involucradas, siendo el riñón un poco más alto que el músculo, seguido por el hígado y el tejido adiposo. Sin embargo, debido a que solo se analizaron muestras de tejido de un solo animal, no se pudieron realizar análisis estadísticos. El Pb solo se detectó en músculo de *E. imbricata* (0.38 ppm) (Tabla VII).

3.3 Metales entre las especies (Interespecies)

No se detectaron diferencias entre especies en cuanto a concentraciones de metales en hígado o músculo. Sin embargo, algunos de los niveles más altos de metales encontrados dentro de este estudio fueron los de Fe en hígado de *L. olivacea* (2331.40 ppm) (Tabla 2). Tanto el Fe como el Cd fueron altos en riñón de las especies estudiadas encontrando la concentración más alta de Fe medida en *L. olivacea* (307.11 ppm) y la concentración más alta de Cd encontrada en *C. mydas* (216.88 ppm). El Zn fue significativamente mayor en riñón de *C. mydas* a comparación de *L. olivacea* ($p=0.003$) y *C. caretta* ($p=0.03$) (Figura 14); mientras que los niveles de Mn en riñón fueron menores en *C. mydas* que en estas dos especies ($p=0.038$ y $p=0.008$, respectivamente) (Figura 15).

Figura 14. Concentraciones of Zn en riñón de cuatro especies de tortugas marinas. Las barras de error representan la desviación estándar.

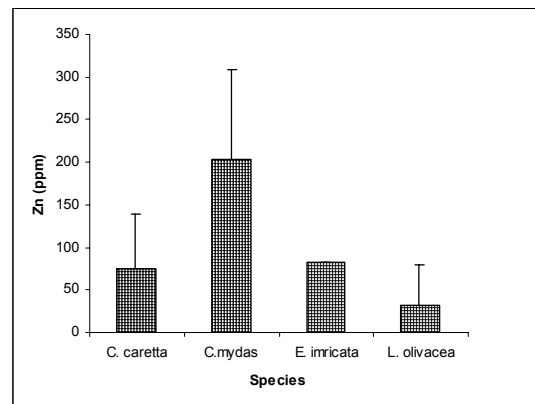
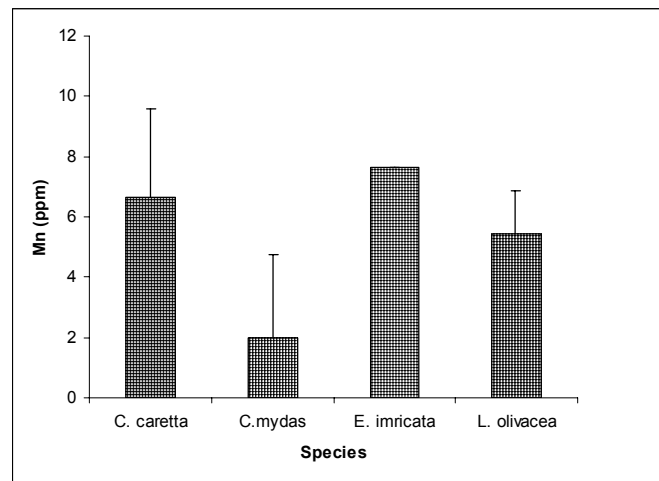


Figura 15. Concentraciones of Mn en riñón de cuatro especies de tortugas marinas. Las barras de error representan la desviación estándar.



En cuanto a comparaciones de concentraciones de metales en tejido adiposo a través de las especies, *C. mydas* presentó las concentraciones más altas de Zn ($p < 0.03$) en comparación con *L. olivacea* (Figura 16). Los niveles de Mn en tejido adiposo de *C. mydas*, fueron significativamente menores que aquellos encontrados tanto en *L. olivacea* ($p < 0.001$) como en *C. caretta* ($p = 0.002$) (Figura 17). El Pb solo se detectó en tejido adiposo de *C. mydas* (0.33 ppm) y no se detectó en músculo de *L. olivacea*, ni tampoco en hígado de ninguna especie involucrada.

Figura 16. Concentraciones de Zn en tejido adiposo de cuatro especies de tortugas marinas.

Las barras de error representan la desviación estándar.

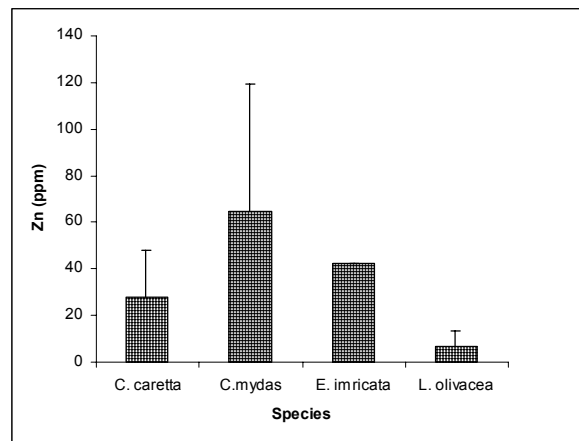
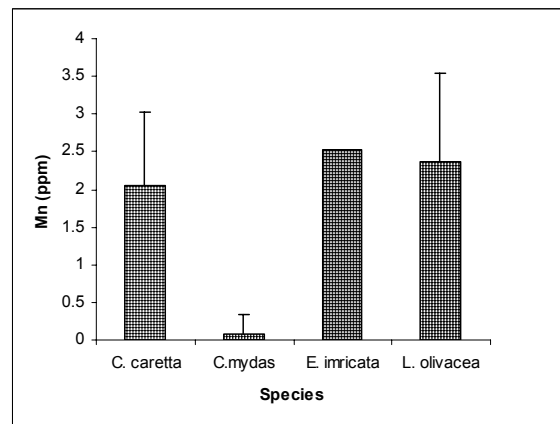


Figura 17. Concentraciones de Mn en tejido adiposo de cuatro especies de tortugas marinas.

Las barras de error representan la desviación estándar.



3.4 Correlaciones de metales (Intraespecies)

En *Chelonia mydas*, se notaron varias correlaciones positivas entre metales. En tejido adiposo, hubo una correlación entre Cu y Fe ($R^2=0.98$) (Figura 18) y entre Mn y Cd ($R^2=1.00$) (Figura 19). El valor de R^2 es excepcionalmente mayor en ambos casos, sin embargo, se debe notar que esta fuerte correlación se debe principalmente al bajo número de valores determinado. Solo se encontraron dos muestras con niveles detectables de Cu y solo una muestra de tejido adiposo tuvo niveles detectables de Mn y Cd. No se notaron correlaciones entre metales en tejidos de riñón o hígado de *C. mydas*. El tejido muscular mostró una correlación positiva ($R^2=0.93$) (Figura 20) entre Cu y Pb, sin embargo, solo dos muestras de músculo tuvieron niveles detectables de Pb.

Figura 18. Correlación entre Cu y Fe en tejido adiposo de *C. mydas*. R^2 y fórmula incluidos.

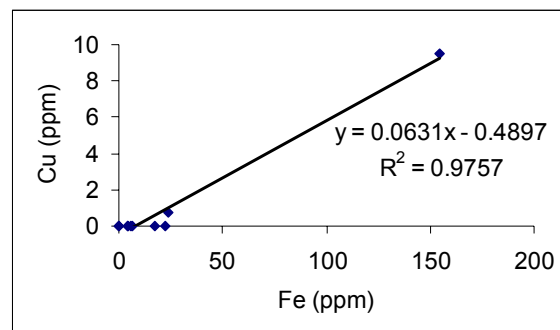


Figura 19. Correlación entre Mn y Cd en tejido adiposo de *C. mydas*. R^2 y fórmula incluidos.

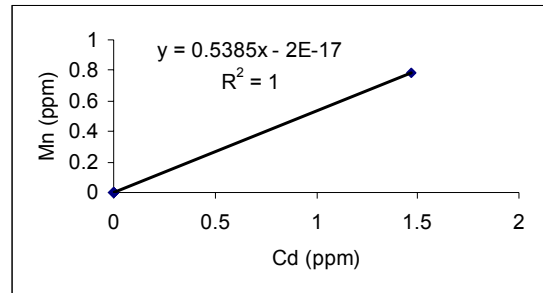
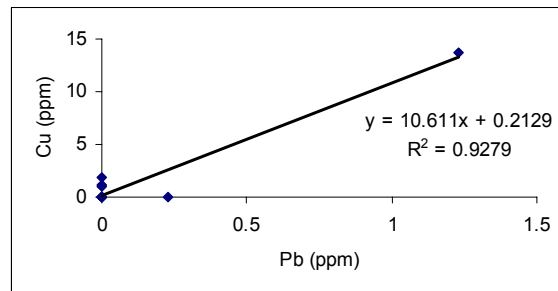


Figura 20. Correlación entre Cu y Pb en músculo de *C. mydas*. R^2 y fórmula incluidos.



Se encontraron correlaciones positivas entre Fe y Cd ($R^2=0.94$) (Figura 21), Fe y Cu ($R^2=0.95$) (Figura 22), Ni y Mn ($R^2=0.77$) (Figura 23) y entre Cu y Cd ($R^2=0.95$) (Figura 24) en tejido adiposo de *L. olivacea*. No se detectaron correlaciones de metales en las muestras de riñón. Se encontraron correlaciones positivas entre tamaño y Zn ($R^2=0.84$) (Figura 25), Fe y Cd ($R^2=0.96$) (Figura 26), Mn y Cd ($R^2=0.80$) (Figura 27) y entre Fe y Mn ($R^2=0.91$) (Figura 28) en tejido de hígado de *L. olivacea*. En tejido muscular, se encontró una fuerte correlación positiva entre Cu y Cd ($R^2=0.95$) (Figura 29).

Figura 21. Correlación entre Fe y Cd en tejido adiposo de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

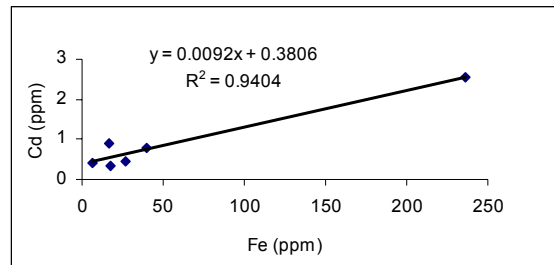


Figura 22. Correlación entre Cu y Fe en tejido adiposo de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

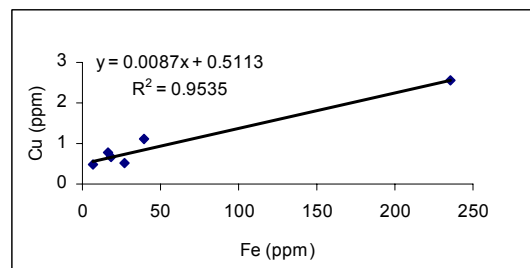


Figura 23. Correlación entre Ni y Mn en tejido adiposo de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

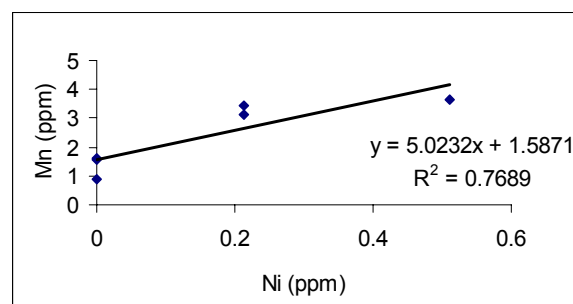


Figura 24. Correlación entre Cu y Cd en tejido adiposo de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

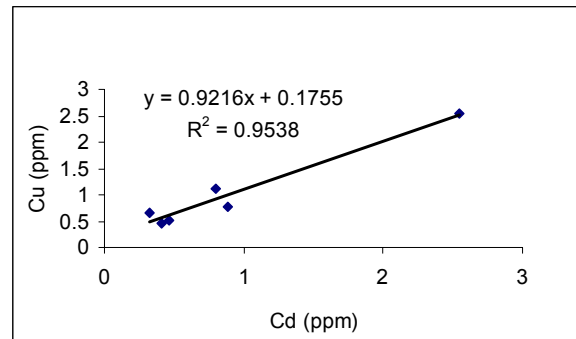


Figura 25. Correlación entre tamaño y Zn en hígado de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

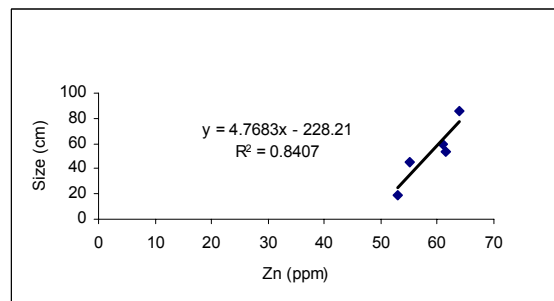


Figura 26. Correlación entre Fe y Cd en hígado de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

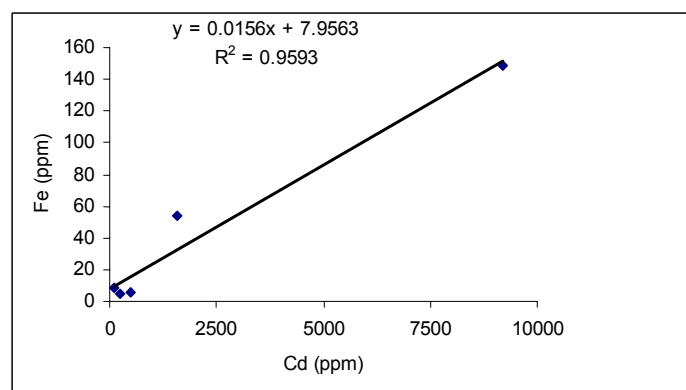


Figura 27. Correlación entre Mn y Cd en hígado de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

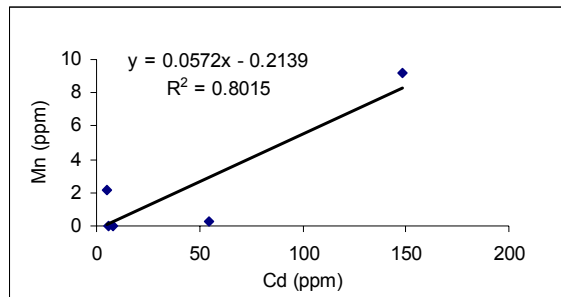


Figura 28. Correlación entre Fe y Mn en hígado de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.

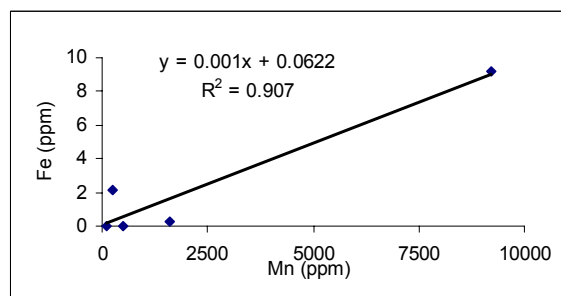
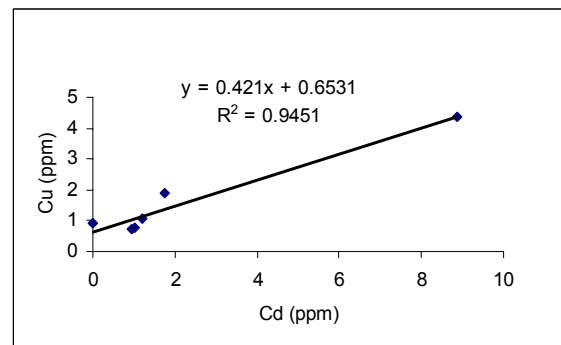


Figura 29. Correlación entre Cu y Cd en músculo de *L. olivacea*. R^2 y fórmula incluidos.



Se encontraron cuatro correlaciones dentro del tejido adiposo de *C. caretta*. Se encontró una correlación positiva entre Cu y tamaño ($R^2=0.997$) (Figura 30), mientras que se observaron correlaciones negativas entre Zn y tamaño ($R^2=0.88$) (Figura31) y entre Cd y Fe ($R^2=0.79$) (Figura 32). Finalmente, se observó que el Mn y el Ni en el tejido adiposo

también estuvieron correlacionados positivamente ($R^2=0.88$) (Figura 33). El Ni estuvo correlacionado positivamente con el tamaño en tejido de riñón y tejido muscular de esta especie ($R^2=0.80$ y $R^2=0.77$, respectivamente) (Figuras 34, 35). Sin embargo, solo una muestra de tejido muscular tuvo una concentración detectable de Ni y solo dos concentraciones detectables de Ni se encontraron en muestras de riñón. El Mn estuvo correlacionado positivamente con el Fe ($R^2=0.89$) (Figura 36) y con el Cd ($R^2=0.81$) (Figura 37) en tejido de hígado. **Zn and Ni were found to be negatively correlated within muscle tissue of *C. caretta* ($R^2=0.87$)** (Figura 38)

Figura 30. Correlación entre Cu y tamaño en tejido adiposo de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

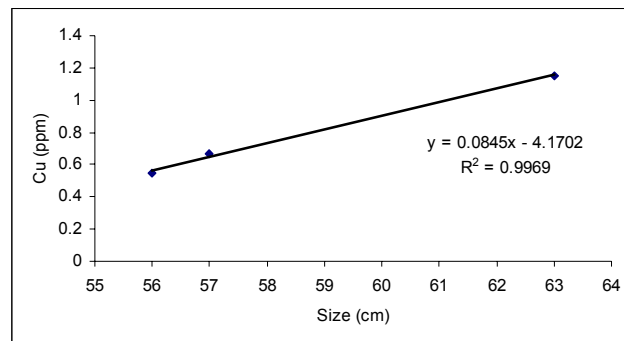


Figura 31. Correlación entre Zn y size en tejido adiposo de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

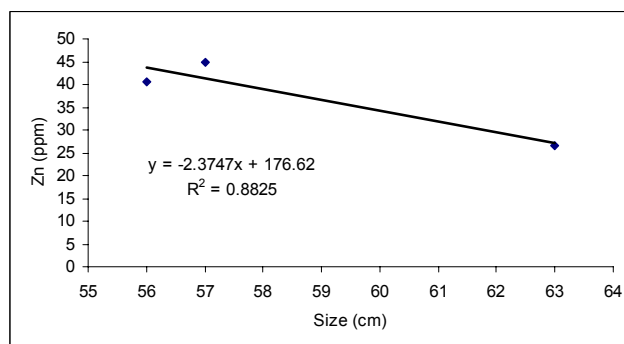


Figura 32. Correlación entre Cd y Fe en tejido adiposo de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

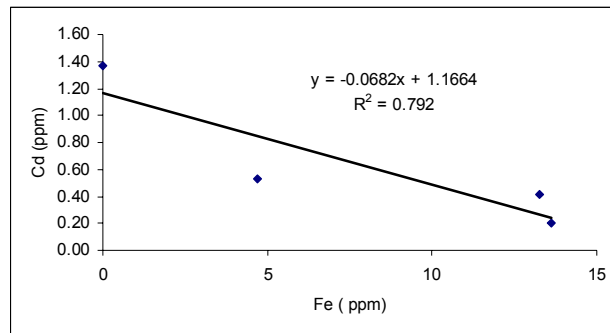


Figura 33. Correlación entre Mn y Ni en tejido adiposo de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

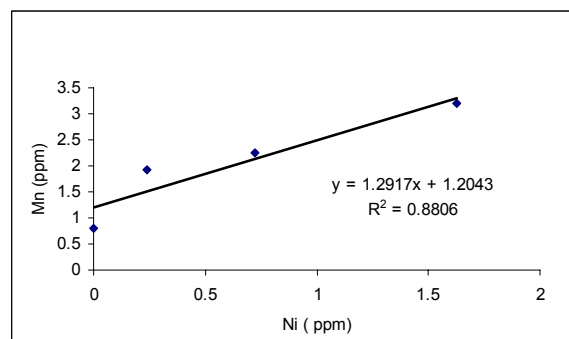


Figura 34. Correlación entre Ni y tamaño en tejido adiposo de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

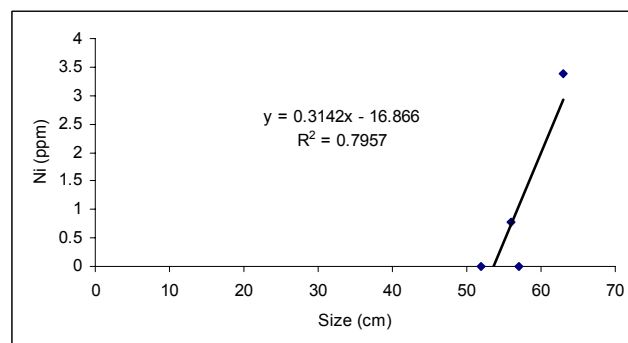


Figura 35. Correlación entre Ni y tamaño en tejido muscular de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

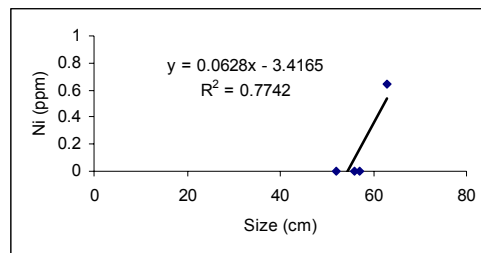


Figura 36. Correlación entre Mn y Fe en tejido de hígado de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

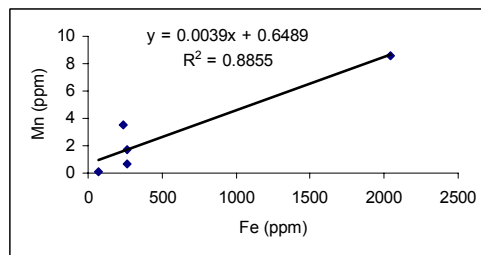


Figura 37. Correlación entre Mn y Cd en tejido de hígado de *C. caretta*. R^2 y formula incluidos.

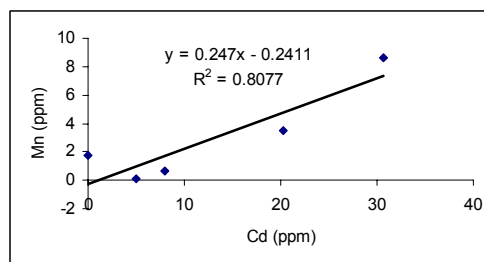
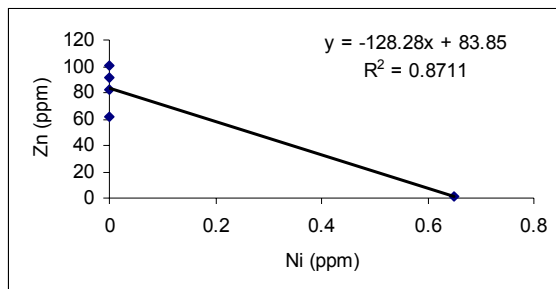


Figura 38. Correlación entre Zn y Ni en tejido muscular de *C. caretta*. R^2 y fórmula incluidos.



Discusión

Algunos de los valores más altos encontrados dentro de este estudio fueron aquellos para el Fe; particularmente en tejido de riñón e hígado de las cuatro especies. También se han encontrado altos niveles de Fe en hígado de tortugas verdes afligidas con fibropapiloma en las islas de Hawai (Aguirre, 1994) y en la misma especie de Okinawa, Japón (Sakai, 2000). Todas la especies con excepción de *E. imbricata*, exhibieron el siguiente patrón de acumulación de Fe: hígado>riñón>músculo>grasa. Este mismo patrón de acumulación se ha observado en tortugas verdes de Japón (Sakai, 2000).

El hígado es el sitio con mayor almacenaje de Fe (Bonkovsky, 1991). Aquí, niveles excesivos de este metal pueden originar fibrosis y cirrosis del órgano (Bassett et al., 1986). Una concentración mayor a 3000 $\mu\text{g/g}$ en el hígado de animales terrestres, puede ser considerada tóxica. La concentración más alta encontrada en este estudio fue de 9201.38 $\mu\text{g/g}$. Sin embargo, la retención de sangre al momento de la colecta puede afectar los niveles de Fe (Mendez, 2002).

También se detectaron altas concentraciones de Fe en muchos otros tejidos analizados, siendo la tortuga carey la que presentó los niveles más altos tanto en hígado como en músculo. Las diferencias en la concentración de Fe así como de otros metales dentro del tejido entre las cuatro especies, pueden ser debido a la variedad de los hábitos alimenticios de las especies. Por ejemplo, las tortugas carey, se piensa que se alimentan principalmente de esponjas marinas y las investigaciones han indicado que las esponjas marinas pueden ser bioacumuladores por contaminación de metales pesados (Carballo et al., 1996), encontrando que las concentraciones de los metales son dependientes de la especie (Patel et

al. 1985). En este estudio, la acumulación obtenida de Fe en tortuga carey, siguió el orden de: riñón>músculo>hígado>grasa. Sin embargo, se necesitaría un mayor número de muestras para confirmar esta tendencia para la especie.

Investigaciones complementarias sobre la distribución de Fe en tortugas marinas, serían de gran interés para explorar las posibles conexiones con la oxidación y con la producción deletérea de radicales libres que se cree que ocurren a partir de niveles elevados de Fe en el cuerpo. También, estudios a futuro pueden explicar mejor el porqué ciertos individuos tuvieron altos niveles de Fe en algunos tejidos pero no en otros, posiblemente debido a cortos periodos contra largos periodos de exposición.

El Zn, otro elemento esencial, fue de los metales más altos detectados tanto en grasa como en músculo y se encontró de forma consistente en niveles bastante altos en hígado y riñón. Se ha sugerido que altos niveles de Zn en tejido adiposo de tortugas verdes, pueden deberse a proteínas de pigmento que parece ser que juegan un papel en el almacenamiento de Zn dentro del cuerpo (Sakai, 2000). Las concentraciones de Zn en el hígado de mamíferos marinos, se mantienen dentro del rango de 20 a 100 mg/kg (Law et al., 1991), valor que se encuentra dentro del rango de valores encontrados en el presente estudio. En un repaso sobre otros estudios de contaminantes en tortugas marinas, se mostró que los valores de Zn hepático observados, eran básicamente similares a los de tortugas de otras regiones (Pugh and Becker, 2001). Se han encontrado niveles más altos en tortugas de la especie *Chelydra serpentina* (conocidas como “snapping turtles” por su nombre en inglés) en regiones como Nueva Jersey en donde las fuentes de Zn son altas en su dieta (Pugh and Becker, 2001).

Las concentraciones más altas de Zn se encontraron en tejidos de *C. mydas*, a excepción del músculo que fue el más alto en *E. imbricata*. Un alto nivel de Zn en el músculo de tortugas Carey, también se registró por Anan (2001), quien atribuyó esto a la gran masa muscular de esta especie. El hígado es el principal órgano involucrado en el metabolismo de Zn, y en ratas, los niveles cambiantes de trace zn estuvieron correlacionados a cambios en la tasa de síntesis de la metallothionein (Law, 1995).

El Zn, es relativamente no tóxico para mamíferos y se han identificado más de 200 enzimas y otras proteínas relacionadas con el Zn. Se ha sugerido que las concentraciones homeostáticas del Cu y del Zn en hígados de mamíferos marinos, varían de 3 a 30 mg/kg y de 20 a 100 mg/kg, respectivamente (Law, 1995). Solo en *Chelonia mydas* se excedieron estos límites, con dos individuos teniendo ambos valores de Cu y Zn por encima de los 100 mg/kg en hígado. Si ocurre una sobrecarga de metales y la metallothioneina no se sintetiza lo suficientemente rápido para procesar los elementos excesivos, las concentraciones de ambos metales pueden elevarse tal como se demostró con osos polares del Ártico Canadiense (Law, 1995).

Debido a que *C. mydas* es la única especie herbívora, sería de gran interés considerar diferencias en la dieta de altas acumulaciones de Zn en comparación con las especies carnívoras. Rutas de investigación sobre la exposición en *C. mydas* podrían explicar las razones de que un animal primordialmente vegetariano pueda adquirir altos niveles de ciertos metales. Los niveles de Cu siguieron el orden de: hígado>riñón>músculo>grasa en

todas las especies con excepción de *E. imbricata*. Una homeostasis entre el Zn y el Cu puede existir dentro de organismos individuales. Sin embargo, no se observó correlación estadística entre los niveles del Zn y del Cu.

se ha reportado que las medidas del Cu en tortugas de otras regiones, siguen el mismo orden que se encontró en este estudio (Pugh and Becker, 2001). Las concentraciones de Cu, un elemento esencial que es metabólicamente regulado en vertebrados, tienden a variar entre las especies y los intentos para correlacionar concentraciones de Cu y áreas de contaminación han fracasado. Parece ser que la dieta es importante para determinar niveles de Cu en animales, lo que ayudaría a explicar las diferencias entre las especies incluidas en este estudio. Los niveles más altos de Cu en hígado, se encontraron en *C. mydas* y fueron comparables con niveles de tortugas verdes en Hawaii afligidas con el virus del fibropapiloma (Aguirre, 1994).

Identificar la biodisponibilidad de los metales en los recursos alimenticios de las tortugas, podría ofrecer un acceso a las fuentes de exposición para las diferentes especies. Por ejemplo, la eficiencia de remoción del Zn y del Cu fue de 33.9% y 41.62%, respectivamente en tres especies de plantas acuáticas (Kamal et al, 2004). Muy probablemente, ciertos metales en pastos marinos están más disponibles que aquellos encontrados en animales presa tales como medusas y crustáceos. Que comparados con valores de Cu hepático en especies carnívoras como mamíferos marinos, aves marinas, y tortugas de agua dulce (*Chelydra serpentina*), las tortugas verdes típicamente tienen una concentración mucho más alta (Pugh and Becker, 2001).

El seguir el transporte de los metales a través del ambiente oceánico es una tarea difícil, pero podría ser una prueba crucial para el entendimiento no solo de cuáles son las fuentes de metales en el ecosistema, sino también sobre los efectos que tienen en cada paso de su transferencia. La detección de contaminantes químicos en tortugas colectadas a kilómetros de distancia del punto más cercano, proporciona evidencia del movimiento de tales contaminantes a través del ecosistema y en algunos casos, indica la habilidad de las tortugas para concentrar cantidades traza (trace amounts) de contaminantes del ambiente (Holcomb et al. 1971).

Se observó una correlación positiva entre las concentraciones de Cu y el tamaño de la tortuga tanto en riñón como en grasa de *C. caretta* ($R^2=0.68$ y $R^2=0.9969$, respectivamente). En contraste, estudios sobre varios mamíferos marinos han demostrado concentraciones de Cu de 5 a 10 veces más altas en animales muy jóvenes que en adultos (Law, 1995). Es posible que esta especie metabolice el Cu de forma diferente. Se requiere de más investigación para aclarar si puede existir una correlación positiva entre el tamaño de la tortuga y el Cu en estos tejidos.

Sakai (2000), encontró una relación entre el Zn y el Cd, Cu y Cd, Zn y Cu en hígado y riñón de tortugas verdes. De forma similar, una correlación positiva entre Zn y Cd se ha demostrado en riñón e hígado de mamíferos marinos y aves marinas (Honda et al., 1990). En el presente estudio, las correlaciones entre Cu y otros metales como Cd, Fe y Ni, se encontraron en varios tejidos muestreados. Se ha sugerido que muchas correlaciones metal-metal dentro de tejidos son el resultado de la inducción e implicación de la

metallothioneína, una proteína metal-binding de bajo peso molecular que participa en la desintoxicación y el almacenaje de ciertos metales pesados. Los análisis de filtración de gel mostraron que el Cu, Zn, Ag y Cd, estuvieron limitados a la metallothioneína en el citosol de las tortugas marinas. Por lo tanto no sería sorprendente una relación entre estos metales si de hecho, están regulados por la misma proteína (Anan, 2002). Esta relaciones merecen exploración adicional en tortugas marinas para determinar el papel que la proteína metal-binding de metalotioneína juega en el almacenamiento y manejo de metales. Un estudio reciente que implicaba tortugas carey y tortugas verdes de Japón, reveló que alrededor del 55-75% del Cu en el hígado de estos animales estuvo limitado a la metalotioneína sugiriendo un papel giratorio de la proteína en la desintoxicación del Cu de tortugas marinas (Anan et al., 2002).

Las concentraciones de Cd dentro de las especies de tortugas marinas en este estudio, posiblemente estuvieron correlacionadas con varios metales (por ejemplo, Fe y Cu). Como se mencionó anteriormente, se conoce que en otros vertebrados, el Cd se incorpora en un complejo metallothioneínico en el hígado y en el riñón y puede combinarse con Se para formar un complejo, reduciendo así la toxicidad del metal. Las concentraciones más altas se encuentran típicamente en riñones de vertebrados y la gama del Cd hepático en tortugas marinas ha sido comparable con otra biota marina, resultando ser más alta que aquellos valores reportados en tortugas de agua dulce de la especie *Chelydra serpentina* (Pugh and Becker, 2001). En el presente estudio, la concentración media de Cd medida en el tejido de riñón de *C. mydas* también fue significativamente mayor que los niveles medios de Cd en riñón reportados en otras especies como los albatros (Hindell, 1999).

Las concentraciones de Cd en los tejidos de tortugas verdes, parecen ser un fenómeno que ocurre naturalmente según Gordon (1998), teniendo reportes de sitios extensamente separados alrededor del mundo. Los niveles en este estudio fueron bastante altos, pero comparables con los niveles encontrados en Japón (Anan, 2001). Los niveles más altos de Cd se encontraron en riñón, seguidos por el hígado en todas las especies excepto en *E. imbricata*, en donde el músculo fue el segundo tejido con acumulación más alta.

Los niveles de Cd fueron los más altos en *C. mydas*, con dos tortugas verdes teniendo aproximadamente 600 mg/kg de Cd en tejido de riñón, encontrándose por encima del nivel de tolerancia conocido para humanos (Law, 1995). No hay explicación obvia para los valores extremadamente altos encontrados en estos dos especímenes, ya que no fueron capturados en la misma localización ni tampoco fueron de tamaños similares. Estas dos tortugas también fueron consideradas por los valores individuales más altos en hígado. Se ha sugerido que aquellas especies que son más probables de alimentarse de presas tales como cefalópodos deben acumular niveles más altos de Cd y otros metales. Sin embargo, esto es contrario a los valores medidos en el presente estudio y enfatiza la necesidad de ampliar el estudio de las especies de tortugas marinas. Una relación inversa entre la acumulación de Cd y la edad (tamaño) y entre riñón y músculo, ha sido reportada previamente en *C. caretta* (Storelli, 2003), pero no se presentó aquí.

Los niveles de Cd encontrados dentro de *E. imbricata* fueron significativamente menores que los encontrados en estudios de tortugas de Japón (Anan, 2001); aunque la falta de réplicas hace que las comparaciones sean difíciles. El nivel promedio de Cd en el hígado de *L. olivacea* fue aproximadamente el doble de las concentraciones encontradas en *C. mydas*

y *C. caretta* y fue substancialmente más alto que los valores de hígado reportados para tortugas amarillas, verdes y laúd de otras regiones (Storelli, 2003). Es importante examinar la magnitud en la que las antiguas rocas sedimentarias de la región y el resurgimiento de agua de mar rica en nutrientes podrían ser responsables de los niveles regionales relativamente altos del sur de Baja California (Shumilin, 2001). Además, se deben evaluar los impactos en la biota provocados por los elevados niveles de este elemento.

En exposiciones a largo plazo con niveles bajos, aproximadamente 33% de la carga de Cd en el cuerpo humano, se localiza en los riñones y 17% en el hígado (Law, 1995). En las cuatro especies colectadas para este estudio, el promedio de la carga de Cd en el cuerpo fue de 79% en riñón y 14% en hígado. Los porcentajes de Cd encontrados en tejidos de hígado y riñón pueden reflejar una aguda exposición al Cd que podría requerir la necesidad para estudios adicionales de Cd en el ambiente, rodeando nuestra área de estudio. Sin embargo, esto puede sugerir que las tortugas marinas metabolizan el Cd de forma diferente a muchos otros animales. Con nuestro tamaño de muestra relativamente pequeño, es difícil comentar sobre estas incertidumbres, más que el mencionar la necesidad por impulsar estudios adicionales.

Las distribuciones de Pb medidas en tejidos de tortugas, son similares a las reportadas en mamíferos, siendo el hueso y la cáscara los que contienen las concentraciones más altas, seguidos por los tejidos del hígado y el riñón (Meyers-Schone, 1990). El orden de la distribución de Pb en el presente estudio varió dependiendo de la especie, con un claro patrón difícil de discernir principalmente debido al gran número de muestras que no tuvieron cantidades detectables de este metal. No se detectó Pb en las muestras de hígado y

solo se encontró en cuatro de las diez muestras de grasa de *C. mydas*. Una sola muestra de riñón de *C. caretta*, contuvo 69.89 ppm de Pb, que fue notablemente mayor y similar a las concentraciones de Pb encontradas en el hueso de los chelonidos estudiados en otras partes (Witkowski and Frazer, 1982). Law et al. (1992), consideraron que las concentraciones de 4.0 µg/g o mayores, son indicadoras de contaminación por Pb en el hígado de una especie de ballena. Méndez et al. (2002) reportó la concentración más alta de Pb en el corazón de cadáveres de ballena gris de la costa Norte del Pacífico mexicano. Este animal fue el más pequeño de nuestros especímenes de *C. caretta*; sin embargo, no se observó una correlación entre el tamaño de la tortuga y la concentración de Pb en ninguna de nuestras muestras.

Estudios adicionales involucrando un mayor número de animales de esta región, serían de interés ya que se ha demostrado que la absorción de Pb varía con factores tales como especie, edad (con los animales jóvenes absorbiendo niveles más altos), estado fisiológico y dieta (Law, 1995). El Pb se puede medir en tortugas a partir de muestras de sangre y del caparazón sin lastimar al animal y por lo tanto son muy eficaces como un método no invasor muy efectivo para muestrear este metal.

Comparado con niveles de Pb en aguas superficiales de otros países más desarrollados, los suelos de la laguna de La Paz y del arroyo adyacente no están significativamente contaminados con este metal (Shumilin, 2001). Sin embargo, no queda claro cuál puede ser la fuente de la alta concentración de Pb observada en algunos lugares. Gramentz (1988) ha demostrado que las tortugas amarillas del Mediterráneo capturadas accidentalmente por pescadores malteses, pueden comer pedazos de metal brillante (como desechos de Pb

probablemente del fondo del mar), que potencialmente podrían considerarse para el único valor extraordinariamente alto de riñón encontrado en un espécimen de *C. caretta* en el presente estudio. Sin embargo, típicamente se requiere de precaución cuando se reportan valores de Pb, debido a que este elemento traza es fácilmente introducido en una muestra durante las colectas, el manejo y las determinaciones analíticas (Pugh y Becker, 2001). La toxicidad del Pb varía grandemente dependiendo de su forma química, con la máxima exposición ambiental involucrando Pb en su forma orgánica y menos tóxica (Pugh y Becker, 2001). Por lo tanto, es importante tener un mejor entendimiento de la forma del Pb presente en tejidos de tortuga marina para poder determinar sus efectos potenciales.

La acumulación de Ni siguió un patrón de riñón>grasa>hígado>músculo en tortugas verdes. Sin embargo, las únicas dos tortugas verdes con niveles detectables de Ni en tejido adiposo, fueron bastante altas elevando significativamente la media total. Estos dos individuos fueron capturados en Bahía Magdalena. El rango de Ni encontrado dentro de los tejidos de tortugas verdes, fue extenso especialmente en las muestras de riñón (no detectado-26.43 ppm).

En total, los niveles de Ni fueron menores que los encontrados dentro de tortugas marinas de las costas de Arabia Saudita (Sadiq y Zaidi, 1984) y Europa (Davenport y Wrench, 1990). Existen pocos estudios de metales pesados que incluyen Ni involucrando tortugas marinas. Los análisis de Sadiq y Zaidi's (1984) de una tortuga carey, revelaron más Ni en el hígado que en músculo. El riñón no se utilizó para ese estudio. Aguirre (1994) encontró niveles más altos de Ni en los riñones de tortugas verdes con fibropapiloma, que en

hígados. Los niveles de Ni incluidos en ese estudio fueron más bien bajos y no detectables en los tejidos del hígado. Se observó una correlación positiva entre el tamaño (la longitud total del caparazón) (straight carapace length) del individuo y la concentración de Ni en riñón, hígado y músculo de *C. caretta* ($R^2=.89$, $.85$ y $.88$, respectivamente). Sin embargo, no se encontró en las otras especies. También se observaron relaciones positivas involucrando Ni y Cu, Mn y Fe dentro de varios tejidos y pueden estar relacionados con metaloenzimas específicas.

Las concentraciones medias de Ni en riñón encontradas dentro de muestras de *C. mydas*, fueron significativamente más altas que las encontradas en ballenas grises de la costa norte del Pacífico mexicano (Mendez et al, 2002). Se piensa que los moluscos y los crustáceos generalmente contienen concentraciones más altas de Ni que los tejidos de peces, y por lo tanto aquellos mamíferos marinos que comen anfípodos pueden acumular niveles más altos de Ni. No es fácil de explicar el porqué una especie de tortuga que se alimenta principalmente de pastos marinos, puede tener niveles más altos de Ni que una ballena gris que se alimenta del fondo.

Las concentraciones de Mn fueron consistentemente más altas en tejido de riñón, con la muestra de la tortuga carey presentando el valor más alto de 7.62 ppm. Este valor se encuentra dentro del rango reportado por Anan (2001) para tejido de riñón de tortugas carey de Japón. Con pocos estudios toxicológicos involucrando tortugas y Mn, es difícil comentar sobre los patrones de acumulación. Sin embargo, en el artículo anteriormente citado, el riñón también fue el tejido principal de acumulación con respecto al Mn tanto en tortugas

carey como en tortugas verdes. Un estudio involucrando tortugas verdes de Japón (Sakai, 2000) mostró una concentración levemente más alta en hígado, aunque los valores fueron similares y ambos fueron < 2 ppm.

Varias correlaciones interesantes involucrando Mn se notaron en este estudio, incluyendo una relación positiva entre el tamaño de la tortuga marina y la concentración del metal en grasa y músculo de *C. caretta*. Se observó una correlación positiva entre Fe y Mn en riñón e hígado de *C. mydas* y en el hígado de *L. olivacea*. También se observó una correlación negativa entre el Fe y el Mn en riñón de *C. caretta*, así como también algunas correlaciones con el Pb, Cd, Ni y Zn en varios tejidos. Dada la incongruencia en el tipo de correlaciones (positivas, negativas), estos resultados son difíciles de interpretar garantizando investigación complementaria.

El Se solo se analizó en 10 muestras de hígado (9 muestras de *C. mydas* y 1 muestra de *C. caretta*), con una muestra de tortuga amarilla (7.00 ppm) siendo más alta que el nivel promedio de Se en muestras de hígado en tortugas verdes, pero no más alto que el máximo valor encontrado en tortugas verdes (9.44 ppm). También se han documentado niveles más altos de Se en tejido de hígado de tortuga amarilla de Australia (Gordon, 1998) comparadas con tejidos de hígado de tortugas verdes de Japón (Anan, 2001), aunque la diferencia no fue mayor y ambas medias estuvieron debajo de 10 ppm.

Se ha identificado una correlación entre el Se y el Cd en *C. mydas* (Gordon, 1998), así como en aves marinas y pinípedos (Bryan, 1984 and Thompson, 1990). Estos autores sugirieron que el Se juega un papel en la desintoxicación del Cd y de otros metales como el

Hg, As, Cu y Al (Pugh and Becker, 2001). Se observó una leve correlación entre el Se y el Cd, Zn, Cu y Ni en hígado de *C. mydas* en el presente estudio ($R^2=0.47-0.67$). Típicamente, se piensa que el Se juega un papel en la desintoxicación de Hg en muchos animales. Los niveles de Hg reportados por Anan (2001) fueron más bien bajos. Sin embargo, las tortugas carey de Japón acumularon Se en altos niveles como los encontrados en otras especies animales con niveles altos de Hg confirmados, sugiriendo un metabolismo específico del Se en tortugas carey (Anan, 2002).

En futuros estudios de metales en tortugas marinas, también sería de interés incluir análisis de páncreas, ya que el páncreas de la tortuga laúd exhibe las concentraciones más altas de Cd, Cu y Zn observadas en cualquier tejido analizado (Caurant, 1999). Además, futuros análisis del intestino, que se ha observado que tiene la acumulación más alta de Cd en tortugas carey en Japón (Anan, 2001), de tejido cerebral y de contenidos estomacales, pueden ser de interés para elucidar mejor el proceso de la acumulación de metales en estas especies.