CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLOGICAS
DEL NOROESTE, S. C.

Programa de Estudios de Posgrado

CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN LA TORTUGA NEGRA, *Chelonia mydas* EN BAJA CALIFORNIA SUR

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestro en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales

Presenta

Verónica Aurioles López

La Paz, Baja California Sur, Diciembre de 2007

ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 11 horas del día 9 del Mes de noviembre del 2007, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

"Concentración de metales pesados en la tortuga negra, *Chelonia mydas agassizii*"

Presentada por el alumno:

Verónica Aurioles López

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA

Dra. Lía C. Méndez Rodríguez
DIRECTOR DE TESIS

Dra. Tania Zenteno Savín
CO-TUTOR

Dra. Susan C. M. Gardner
CO-TUTOR

DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

COMITÉ TUTORIAL

Dra. Lía C. Méndez Rodríguez

Directora de tesis

Dra. Tania Zenteno Savín

Co-tutora

Dra. Susan C.M. Gardner

Co-tutora

COMITÉ REVISOR DE TESIS

Dra. Lía C. Méndez Rodríguez

Dra. Tania Zenteno Savín

Dra. Marina Zucchini

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dra. Lía C. Méndez Rodríguez

Dra. Tania Zenteno Savín

Dra. Marina Zucchini

Suplente: Dra. Celia G. Vázquez Boucard

Resumen

El conocimiento acerca de la presencia y concentraciones de metales pesados en las tortugas marinas que arriban a las costas mexicanas es escaso. Dado que las costas de la Península de Baja California sirven como áreas de alimentación para la tortuga negra *Chelonia mydas agassizii*, y que albergan organismos inmaduros y adultos de ésta y otras especies de tortugas marinas, es necesario establecer en que medida se encuentran acumulados en ellas elementos químicos que pueden ser tanto benéficos como perjudiciales para su salud.

Algunos estudios de contaminantes en tortuga marinas, indican que la máxima exposición se presenta en las fases tempranas del ciclo de vida. Se ha sugerido que conforme las tortugas crecen, las concentraciones iniciales de contaminantes se diluyen y la asimilación de éstos se reduce debido al cambio de la dieta. Se ha demostrado que la dieta es probablemente el principal factor que determina las diferencias en la acumulación. Por otro lado, se ha establecido que tejidos como sangre o piel podrían estar dando una aproximación a la carga total de metales en el cuerpo, además que la sangre puede indicar una exposición reciente a contaminantes, mientras que el caparazón puede mostrar una exposición relativamente previa.

El objetivo de esta investigación fue determinar las concentraciones de metales pesados en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en cuatro zonas de la porción sur de la Península de Baja California: Punta Abreojos, Complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, Laguna San Ignacio y el Pardito. Se analizaron un total de 72 individuos. Las concertaciones de cadmio (Cd), estroncio (Sr), hierro (Fe), zinc (Zn), níquel (Ni) y calcio (Ca), fueron determinadas en sangre por espectrofotometría de absorción atómica (FAAS) y en piel y caparazón por espectrometría de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Los resultados indican diferencias significativas ($p<0.05$) en las concentraciones de metales entre tejidos. En orden descendente, las concentraciones en sangre fueron: Fe>Ca>Zn>Sr>Cd>Ni; en piel: Ca>Fe>Ni>Zn>Sr>Cd y en caparazón: Ca>Fe>Ni>Zn>Cd>Sr. Las concentraciones de metales observadas en tejidos entre las zonas de estudio reflejan diferencias significativas ($p<0.05$), lo que puede ser asociado a la presencia natural de metales y a su biodisponibilidad en cada región, así como a la capacidad de eliminar y acumular sustancias de las tortugas marinas, y al tiempo en que los elementos permanecen en los tejidos, que será mayor en piel en comparación con sangre y caparazón, y que dependerá al tipo de dieta.

Se evaluaron además, las correlaciones entre la concentración de metales y el tamaño (largo recto del caparazón, LRC), observándose correlaciones positivas con la concentración de Sr y Zn en sangre y correlaciones negativas entre las concentraciones de Cd, Fe y Ni en sangre. En piel se observó una correlación negativa entre el tamaño y las concentraciones de Cd, Sr, Zn y Ni.

La información obtenida en este estudio nos acerca al conocimiento en cuanto a la biodisponibilidad de metales pesados a los que ha podido estar expuesta la población de tortuga negra en sitios de alimentación en la región de la Península de Baja California.

Palabras clave: Metales pesados, tortuga negra, *Chelonia mydas agassizii*, Península de Baja California.

Vo. Bo.
Dra. Lía C. Méndez Rodríguez

Abstract

The knowledge about the presence and concentrations of heavy metals in sea turtles that arrive to the Mexican coasts is very low. Due to the fact that the coasts of the Peninsula of Baja California are used as feeding areas by the black turtle *Chelonia mydas agassizii*, and as lodging areas by immature and adult of this and other sea turtle species, it is necessary to evaluate how and in what extent chemical elements are being accumulated, considering that this accumulation can be either beneficial or harmful for the health of these animals.

Some studies on pollutants in sea turtles indicate that the maximum exposition occurs in the early phases of the life cycle. It has been suggested that as turtles grow, the initial concentrations of pollutants low down and the assimilation of these pollutants decreases due to the shift of the diet. It has been proved that the diet is probably the main factor that determines the differences in the accumulation. On the other side, it has been established that tissues like blood or skin are able to give an approximation to the total load of metals in the body.
Besides blood can indicate a recent exposition to pollutants as the carapace can show a relatively early exposition.

The main aim of this research was to determine the concentrations of heavy metals in samples of blood, skin and carapace collected from individuals of black turtle at four zones of southern Baja California Peninsula: Punta Abreojos, Magdalena Bay-Almejas Bay Lagoon Complex, San Ignacio Lagoon and the Pardito, for a total of 72 animals.
The concentrations of cadmium (Cd), strontium (Sr), iron (Fe), zinc (Zn), nickel (Ni) and calcium (Ca), were determined in blood by spectrophotometry of atomic absorption (FAAS) and in skin and carapace by spectrometry of atomic emission for plasma coupled inductively (ICP-OES).
The results show significant differences ($p < 0.05$) in the concentrations of metals between tissues. In a decreasing order, the concentrations were: Fe>Ca>Zn>Sr>Cd>Ni;: Ca>Fe>Ni>Zn>Sr>Cd: Ca>Fe>Ni>Zn>Cd>Sr in blood, in skin and in carapace respectively Moreover the concentrations detected showed significant differences ($p < 0.05$) between the surveyed areas. This can be associated to the natural presence of metals and to their bioavailability in each region, as well as to the capacity of turtles to accumulate and eliminate substances, and to how long these elements can persist in the tissues, time that tends to be longer in skin compared to blood and carapace, and which also depends on the diet of the sea turtles.

It was also evaluated the correlations between the concentration of metals and the size of the animals expressed as the straight carapace length (SCL), observing a positive correlation with the concentrations of Sr and Zn in blood and negative correlations between the concentrations of Cd, Fe and of Ni in blood. A negative correlation between the size and concentrations of Cd Sr, Zn and Ni was observed also in skin.

The information obtained in this study can help us to improve the knowledge about the bioavailability of heavy metals to which the black turtle population could have been exposed in feeding areas in the region of Baja California Peninsula.

Keywords: Heavy metals, black turtle, *Chelonia mydas agassizii*, Baja California Peninsula.

A mí mami y Familia

A la vida

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACyT por la beca otorgada en el periodo de estudios de posgrado nivel Maestría.

A la dirección de estudios de Posgrado del CIBNOR por la beca otorgada, además por las atenciones y amabilidad de las personas que ahí laboran, con mucho cariño, Dra. Thelma, Lupita, Lic. Leticia, Claudia, Lic. Osvelia y Betty.

Agradezco de todo corazón el apoyo que me haz brindado, tu amistad, comprensión y paciencia a todo momento. Aprecio el conocimiento que aportaste tanto a este proyecto como a mi vida personal. Sinceramente extrañaré los momentos en que platicamos de todo. Me enorgullece haber estado bajo tu dirección. Tienes una gran calidad humana Lía, gracias

Sinceramente no tuve la atención de acercarme con frecuencia…sin embargo, aprecio y agradezco el empeño que haz puesto para este proyecto, el tiempo que me dedicaste, el buen trato y todas las atenciones que recibí. Muchas gracias Tania.

Te agradezco Susan por acceder a que formará parte de este proyecto.

Marina, muchísimas gracias por compartirme tu experiencia, aportar tu conocimiento y formar parte de él.

A Baudilio y Gris por todo su apoyo, conocimiento y paciencia en las actividades realizadas en el laboratorio de Espectrofotometría de Absorción Atómica.

A Celia y Paty, gracias por su disponibilidad y apoyo.

A todos mis profes, por el aporte de conocimiento que me brindaron en clases y fuera del salón, en especial a Daniel, Salvador, Pedro, Francisco, Elena, Enrique, Diana, Martha y Leonardo.

A todos mis compañeros de posgrado, que considero sinceramente buenos compañeros de trabajo y amigos, y que en todo momento extendieron su mano y su corazón para ayudarme, compartir su tiempo, su conocimiento sus buenos días y malos también jaja, y que además soportaran mis gritos, aparte de que hablo fuerte, claro,…y los enojos que suelo tener, y también por las risas que a muchos les enfadaron. Por su paciencia y amistad, gracias. Y por su puesto a Horacio que también fue compañero y es buen amigo al igual que Manuel. Y a todas aquellas personas que en un momento dado se presentó la oportunidad de convivir. ¡Gracias!

A la comunidad del CIBNOR, por ser una gran familia.

A la banda Cubana que con mucho cariño compartimos tiempo, espacio, alegrías, pérdidas, preocupaciones y demás emociones, los llevo en mi corazón y recuerdo por siempre.

A mis padres y hermanas, abuelita y a mi princesita Dany, con todo mi amor les agradezco que crean en mí y me quieran tanto. Me han dado todo sin esperar nada a cambio. Los quiero muchísimo y les agradezco con todo mi corazón, todo.
¡¡Gracias a tooooda la familia!!

Muy en especial a ti Mamita, gracias, por estar aquí con tu amor y dedicación, te quiero, y me siento súper orgullosa de tener a la mejor mami del mundo. Te quiero mucho mami.

A mi madrina Lupita q.e.p.d. todos mis esfuerzos son motivados en gran parte a la gracia que tuviste mujer que en su momento ayudaste grandemente a salvar mi vida. Gracias.

A mi "mejor amiga" que ahora estás muy lejos de mi "Ale"…pero que siempre me haz demostrado tu amor y amistad, y me haz apoyado incondicionalmente siempre, con los respectivos jalones de orejas cuando lo haz considerado necesario, y yo también.

Normix por tu amistad sincera, confianza e incansable apoyo en los momentos y periodos muy difíciles en mi vida, tu sabes que ondax, y por todos los buenos ratos que hemos pasado, te quiero mucho, gracias.

Con todo mi corazón, a mis buenos amigos y compañeros Fer y Alex.

A Ileana con muchísimo cariño, por que tu amistad ha sido en todos estos años muy valiosa. Gracias por tu amistad, amiga.

A mis compañeros universitarios con los cuales me he identificado y que seguimos en el camino del conocimiento. Les agradezco su amistad, ayuda, compañerismo en las buenas y malas. ¡¡Animo y adelante, siempre!!

A Indirilla gracias por desear superarte, y estar aquí y a miles de kilómetros de distancia.

Y por su puesto a toda la banda Paceña y no jaja, que coincidimos en el tiempo y espacio. Gracias a todos por compartir experiencias y tooooodo lo demás jaja, he aprendido muchísimo de cada uno de ustedes. Y con especial cariño agradezco a Lu!, Octa! y Lalo! Por los buenos ratos y por los malos también; jajaja y también a Gretta.
Y bien lejos pero gracias a mi bolis…también.

Y a todos aquellos que omita en palabra por desmemoriada, pero que en pensamiento siempre estarán ahí, jajaja, claro cuando me acuerde…

Contenido

1. INTRODUCCIÓN……...1

1.1. Metales pesados…….5

1.2. Fuentes regionales…….9

1.3. Cadmio (Cd)…….11

1.4. Estroncio (Sr)……14

1.5. Hierro (Fe)……16

1.6. Zinc (Zn)……...18

1.7. Níquel (Ni)……20

1.8. Calcio (Ca)……21

2. ANTECEDENTES……..22

3. JUSTIFICACIÓN……26

4. OBJETIVOS……27

5. HIPÓTESIS…….27

6. ÁREA DE ESTUDIO……..28

7. MATERIAL Y MÉTODOS……31

7.1. Colecta de muestras……..31

7.2. Procesamiento de muestras en laboratorio……32

7.3. Análisis estadístico……...34

8. RESULTADOS……...34

8.1. Concentración de metales pesados en tejidos de tortuga negra……...….34

8.1.1. Concentración de metales en sangre y caparazón……..41

8.1.2. Concentraciones de metales en sangre……...51

8.1.3. Concentración de metales en piel……..60

8.1.4. Concentración de metales en caparazón……....64

8.2. Concentración de metales pesados en sangre, piel y caparazón……..72

8.3. Correlaciones entre el tamaño LRC de la tortuga negra y la concentración del metal……...73

9. DISCUSIÓN……...74

10. CONCLUSIONES……87

11. LITERATURA CITADA…….89

12. APÉNDICE…….....104

ANEXO…….106

Lista de figuras

Figura 1. Ciclo de vida de las tortugas marinas…….3

Figura 2. Localidades donde se realizó la colecta de muestras en la Península de Baja California Sur, (1) Punta Abreojos, (2) Laguna de San Ignacio, (3) Complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, y (4) El Pardito……...28

Figura 3. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en tejido sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur…….37

Figura 4. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en tejido sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur…….38

Figura 5. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en tejido sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur…….39

Figura 6. Concentraciones de níquel (Ni, µg/g) en tejido sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur…….39

Figura 7. Concentraciones de zinc (Zn, µg/g) en tejido sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur…….40

Figura 8. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en tejido sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur…….41

Figura 9. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……43

Figura 10. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……43

Figura 11. Concentraciones de zinc (Zn, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……44

Figura 12. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……..45

Figura 13. Concentraciones de níquel (Ni, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……45

Figura 14. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……..46

Figura 15. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……48

Figura 16. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……48

Figura 17. Concentraciones de zinc (Zn, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……49

Figura 18. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……..50

Figura 19. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……..50

Figura 20. Concentraciones de níquel (Ni, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur……51

Figura 21. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur……..53

Figura 22. Concentraciones de zinc y calcio (Zn, µg/g; Ca, µg/g) en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur……53

Figura 23. Concentraciones de cadmio, estroncio y níquel (Cd, µg/g; Ca, µg/g; Ni, µg/g) en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur……...54

Figura 24. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..56

Figura 25. Concentraciones de zinc y calcio (Zn, µg/g; Ca, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……56

Figura 26. Concentraciones de cadmio, estroncio y níquel (Cd, µg/g; Sr, µg/g; Ni, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……57

Figura 27. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..58

Figura 28. Concentraciones de zinc y calcio (Zn, µg/g; Ca, µg/g) en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur……59

Figura 29. Concentraciones de cadmio, estroncio y níquel (Cd, µg/g; Sr, µg/g; Ni, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……60

Figura 30. Concentraciones de hierro y calcio (Fe, µg/g; Ca, µg/g) en piel de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……62

Figura 31. Concentraciones de cadmio, níquel y zinc (Cd, µg/g; Ni, µg/g; Zn, µg/g) en piel de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……63

Figura 32. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en piel de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..63

Figura 33. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur……..65

Figura 34. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur……..65

Figura 35. Concentraciones de estroncio, zinc y níquel (Sr, µg/g; Zn, µg/g; Ni, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur……..66

Figura 36. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur……...66

Figura 37. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..68

Figura 38. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..68

Figura 39. Concentraciones de estroncio, zinc y níquel (Sr, µg/g; Zn, µg/g; Ni, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……...69

Figura 40. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..70

Figura 41. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……..71

Figura 42. Concentraciones de cadmio, estroncio, zinc y níquel (Cd, µg/g; Sr, µg/g; Zn, µg/g; Ni, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur……72

Lista de tablas

Tabla I. Longitud de onda de los metales analizados y límites de detección……..….33

Tabla II. Concentración de metales en sangre, piel y caparazón de la tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006……..36

Tabla III. Concentración de metales pesados en sangre y caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2005……..42

Tabla IV. Concentración de metales pesados en sangre y caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006……...……...47

Tabla V. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur en años de muestreo (2005-2006)……52

Tabla VI. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2005…….55

Tabla VII. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006…….58

Tabla VIII. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006…….61

Tabla IX. Concentración de metales pesados en caparazón de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur en años de muestreo (2005-2006)……64

Tabla X. Concentración de metales pesados en caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2005…….67

Tabla XI. Concentración de metales pesados en caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006…….70

Tabla XII. Concentración de metales pesados en sangre y caparazón de tortuga negra en años de muestreo…….73

Tabla XIII. Tamaño de los organismos muestreados en este estudio…….....73

1. INTRODUCCIÓN

El incremento de la población humana aunado al alto desarrollo tecnológico por el que se caracterizo el siglo pasado, ha tenido como consecuencia negativa la contaminación ambiental. Esto ha originado la pérdida y degradación de hábitats saludables provocando, entre otras cosas, la disminución en el número de poblaciones de reptiles y anfibios en el mundo (Gibbons *et al*., 2000).

En particular las especies de tortugas marinas se encuentran categorizadas en peligro de extinción (ANEXO I). Las tortugas marinas se dividen en dos familias la DERMOCHELYIDAE con una sola especies *Dermochelys coriacea* y la CHELONIIDAE que comprende seis especies, que son: *Caretta caretta, Eretmochelys imbricata, Lepidochelys olivacea, Lepidochelys kempii, Chelonia mydas y Natator depresus)*. De estas siete especies cinco habitan regularmente las aguas de Baja California, México, y son la tortuga verde del Pacífico oriental (*Chelonia mydas*), la tortuga caguama (*Caretta caretta*), la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), la tortuga golfína (*Lepidochelys olivacea*), y la tortuga laúd (*Dermochelys coriaceae*) (Gardner y Nichols, 2001; Nichols, 2003). Estas especies en el año 1900 fueron muy abundantes en las costas mexicanas (WiLDCOAST/GT, 2003), pero la explotación sistemática determinó la disminución de todas las especies, siendo su punto máximo entre los años 1950s a 1970s (Alvarado y Figueroa, 1990; Koch *et al*., 2006). Para mediados de los 80s algunas bahías y lagunas tradicionalmente abundantes en tortugas, presentaron una importante disminución de éstos organismos (Seminoff 2000a; Nichols *et al*., 2003).

De las especies mencionadas, la más común en la Península de Baja California es la tortuga verde *Chelonia mydas*. Su nombre genérico, Chelonia, fue introducido por Brongniart (1800), y el nombre *mydas* fue utilizado por primera vez por Linneaus (1758). Este género tiene como único representante a la especie *Chelonia mydas*, distinguiéndose dos subespecies que son la tortuga verde *Chelonia mydas agassizii*, (Bocourt 1868), o *Chelonia agassizii*, distribuida en el Pacífico oriental de Baja California a Perú y oeste Las Islas de Galápagos, y la tortuga verde *Chelonia mydas mydas* (Linnaeus 1758) presente en el resto del rango global (Groombridge y Luxmoore

1989). Sin embargo, el estatus taxonómico de la tortuga verde del Pacífico se encuentra en controversia, y a pesar de que las poblaciones que anidan en las costas del Pacífico oriental y que difieren con otra formas de *C. mydas* en tamaño, coloración, forma de carapacho, rasgos osteológicos (Kamezaki y Matsui, 1995), y de comportamiento (Pritchard y Mortimer, 2000), no existe evidencia filogenética molecular, que demuestre una distinción clara entre grupos (Karl and Bowen, 1999, Pritchard, 1999).[1]

Las tortugas marinas son altamente migratorias. En el caso de la tortuga negra o prieta, las diferentes poblaciones presentan individuos que habitan temporal o permanentemente en sitios determinados. Sin embargo, las crías mantienen un comportamiento pelágico hasta llegar al estado juvenil. Se ha identificado que el hábitat de la tortuga negra lo constituyen las costas orientales de Centroamérica, México y los Estados Unidos; siendo los individuos adultos los que presentan patrones de comportamiento migratorios.

Las playas de anidación más importantes para la tortuga negra se encuentran en México, en el estado de Michoacán y en las Islas Revillagigedo; en Costa Rica y el Ecuador, en las Islas Galápagos (Márquez, 1990). Después de los periodos de reproducción y anidación, las tortugas adultas recorren distancias hacia los centros de alimentación (Alvarado y Figueroa 1992; Nichols *et al*., 2000). Se sabe que las tortugas que anidan en Michoacán se dirigen principalmente hacia el Golfo de California y la costa Occidental de la Península de Baja California (Seminoff *et al*., 2002a) y en menor medida hacia Centro América. Las tortugas que anidan en las Islas de Revillagigedo contribuyen con las poblaciones de las áreas de la Península de Baja California; sin embargo, se ha reportado que existen individuos que permanecen en el archipiélago para alimentarse (Nichols *et al*., 2000). Con respecto a la población que anida en las Galápagos se han identificado zonas de alimentación desde Costa Rica hasta Chile (Donoso y Dutton, 2000). En la figura 1 se muestra en general el ciclo de vida de las tortugas marinas.

---

[1] Debido a que el estado de la sistemática y nomenclatura está aún bajo discusión. (Bowen y Karl, 1996 Karl y Bowen, 1999, Pritchard 1997, 1999), en este trabajo se ha resuelto referirse a la tortuga negra o verde del Pacífico oriental como *Chelonia mydas agassizii*.

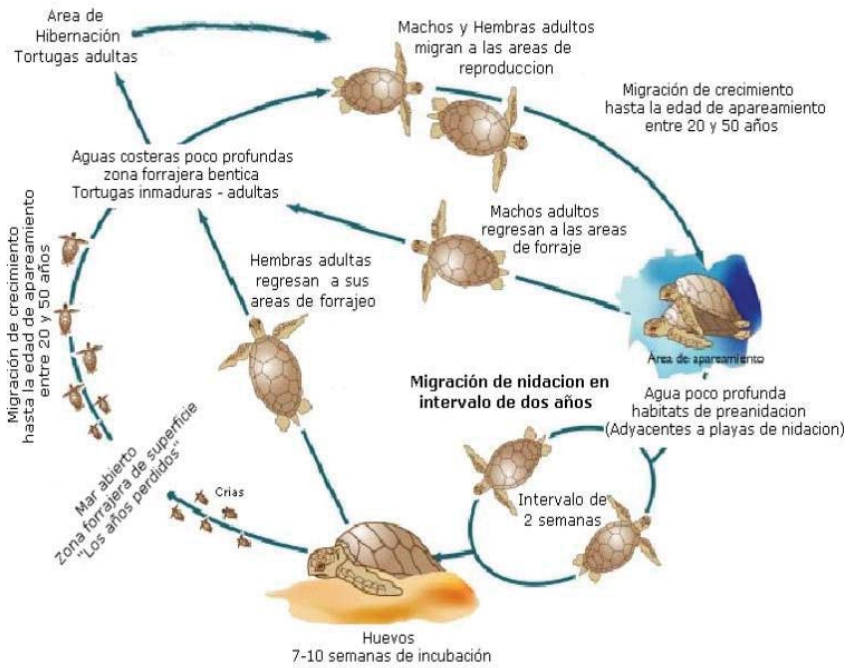


Figura 1. Ciclo de vida de las tortugas marinas. (Tomado de: Miller, 1997).

Las lagunas costeras de Baja California representan áreas importantes de alimentación y desarrollo para individuos inmaduros y adultos de tortuga negra (Márquez, 1990, Seminoff *et al.*, 2000b, Gardner y Nichols, 2001). Sin embargo, se calcula que anualmente entre 5,000 y 10,000 tortugas mueren en los hábitats de alimentación en Baja California (Nichols, 2000).

Dentro de las áreas de alimentación, específicamente en el complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas, se sabe que las principales especies de algas, pastos marinos e invertebrados de los que se alimenta la tortuga negra son: *Gracilaria textorii*, *Gracilaria vermiculophylla* y *Codium amplivesiculatum* (Talavera-Sáenz *et al*., 2007), *Gracilaria pacifica*, *Gracilariopsis lemaneiformis* y *Hypea johnstonii Zostrea marina*, *Avicennia germinans*, (mangle negro), *Pleuroncodes planipes* (langostilla), y en aguas costeras del Pacífico *Pterocladiella capillacea*, *Gelidium robustum*, *Codium simulans* y *Phyllospadix torreyi* (López-Medilaharsu *et al*., 2005).

Una vez que la tortuga abandona las playas de anidación en la fase de cría, su alimentación es omnívora, principalmente carnívora, los juveniles varían su dieta siendo

principalmente herbívora (Bjorndal, 1997). En la fase adulta se alimenta de algas y pasto marino, y ocasionalmente de invertebrados marinos (Seminoff *et al*., 2000a, López *et al*., 2003). Cabe destacar que existen antecedentes del Pacífico Este sobre la dieta de adultos y juveniles de *C. m. agassizii* en donde se indica que presentan una dieta más carnívora en comparación con las otras poblaciones del género *Chelonia* (Bjorndal, 1997). Los reportes indican que la tortuga negra puede alimentarse de moluscos, crustáceos, cnidarios, poríferos briozoos, equinodermos y anélidos (Seminoff *et al*., 2002b).

Las poblaciones de tortugas marinas en general están expuestas a una alta presión, tanto por perdida de hábitats saludables como por actividades antropogénicas. Se sabe que desde la época pre-colombina se ha utilizado en las costas de la Península de Baja California a las tortugas marinas como fuente de alimento (Parsons, 1962) siendo hasta la fecha la tortuga negra una importante fuente de alimento (Koch *et al*., 2006; Gardner *et al*., 2001; NMFS, FWS, 1998). Adicionalmente, existe una alta mortalidad registrada por pesca incidental, captura ilegal, saqueo de huevos en áreas de anidación, obstrucción de áreas de anidación por el turismo, degradación del hábitat, así como por causas biológicas. Esta subespecie está categorizada en peligro de extinción (IUCN, 2007; CITES 2007; NOM-059-SEMARNAT-2001).

En particular, la reducción poblacional de las tortugas marinas puede deberse a una gran variedad de problemas de salud tales como las enfermedades de origen bacteriano, que pueden adquirirse de manera poco frecuente en estado silvestre. Sin embargo, las bacterias pueden penetrar en la piel lesionada causando inflamaciones, o invadir el torrente sanguíneo causando septicemia, o entrar por aspiración desencadenando neumonía ú otras infecciones de tipo micobacterianas y clamidiales. Se conoce también la existencia de hongos que pueden causar micosis dérmica o sistémica. Existen diferentes parásitos externos (percebes o sanguijuelas) e internos (protozoarios o helmintos). El parasitismo puede ocurrir tanto en tortugas en cautiverio como en estado silvestre (George, 1997). Finalmente, las enfermedades virales que provocan encefalitis y problemas respiratorios como el herpesvirus y los fibropapilomas que representa la forma de cáncer más conocida y más común en las tortugas marinas, aunque se conoce

poco sobre el sistema inmune de las tortugas, se asume que sufren una reducción en la habilidad de luchar contra la enfermedad cuando se encuentran bajo estrés. El estrés puede ser ambiental (salinidad, temperatura, contaminación, etc.), nutricional o físico (traumas). La malnutrición puede ser causada por enfermedades crónicas o por problemas físicos que le impiden a la tortuga alimentarse adecuadamente. La falta de nutrientes puede causar diversos problemas, por ejemplo, la falta de calcio puede repercutir en enfermedades óseas, así mismo, la deficiencia en hierro provoca una baja capacidad de trasporte de oxígeno (George, 1997). Sin embargo, algunos nutrientes como el hierro, manganeso, cobre y zinc pueden ser tóxicos en altas concentraciones (Lobban, y Harrison, 1997). Estos elementos forman parte de los metales pesados que junto con desechos sólidos, aceites, alquitrán y residuos organoclorados son contaminantes potencialmente dañinos para las tortugas marinas (Godley *et al.*, 1999). Por tal razón, la contaminación, tanto de tipo orgánica como inorgánica, se ha convertido en un problema que requiere de la atención y participación de todos y que está afectando a las poblaciones de tortugas y en general a los ecosistemas a nivel global.

1.1. Metales pesados

Los metales pesados son elementos con aspecto opaco o de brillo metálico característico, son buenos conductores de electricidad, que se comportan en las reacciones químicas como iones positivos (cationes). Esta nueva definición viene para sustituir la antigua que se basaba en la densidad del elemento y consideraba como "pesados" solo a los elementos con una densidad arriba de 5. La nueva definición, basada en la química del metal permite considerar como importantes contaminantes también elementos no "pesado" como por ejemplo el aluminio (densidad 1.5) que no es peligroso en condiciones normales pero que puede ser un poderoso toxico si es puesto en aguas acidas (Wayland, 2000).

Durante la historia de la vida en la tierra los metales pesados han estado presentes en el ambiente y en los organismos. Estos metales pueden considerarse una fuente dañina para los organismos y pueden ser sustancias tóxicas dependiendo de la dosis y el tiempo

de exposición. Sin embargo, por lo menos 24 elementos metálicos y no metálicos son esenciales para la vida (Kieffer, 1991).

La presencia de altos niveles de metales pesados en una zona estarán asociados a causas naturales o antropogénicas. La abundancia natural, local, y regional de los metales se sabe que varía considerablemente por características ambientales, geológicas, hidroquímicas y a razón del viento. A nivel natural existen depósitos geológicos de metales que han sido expuestos a la superficie por la acción atmosférica, así como por la actividad minera, siendo las fuentes naturales más significativas a nivel mundial, la dispersión de metales por aerosoles de agua de mar y el efecto del polvo sobre él, incluyendo la vegetación degradada, incendios forestales y cenizas volcánicas (Sparling, 2000). El transporte atmosférico de los metales pesados puede resultar en la contaminación de sistemas acuáticos en áreas que se consideran prístinas (Fitzgerald, 1998). Las actividades antropogénicas que más arrojan grandes cantidades de metales pesados al ambiente son la fundición, las refinerías, los efluentes industriales, la explotación agrícola y los residuos municipales.

En el ambiente acuático, los elementos químicos tienden a precipitarse y acumularse en los sedimentos y a no permanecer en la columna de agua. Sin embargo, pequeñas partículas pueden adherirse a otras partículas suspendidas en la columna de agua y ser ingeridas por organismos filtradores, bioacumulándose en ellos junto con otros contaminantes (Otchere, 2003).

En animales acuáticos el proceso de captación de metales pesados puede efectuarse a través de superficies respiratorias (como las branquias) adsorción del agua a las superficies corporales, y a través del aparato digestivo (Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999). La bioacumulación de los metales en organismos dependerá de la biodisponibilidad de la presentación química en la que se encuentren y que puede aumentar o disminuir dependiendo de factores ambientales como pH, salinidad, temperatura, condiciones de óxido-reducción u otros compuestos presentes en el sistema (Sparling, 2000).

En el ambiente, los metales son altamente persistentes y su toxicidad dependerá de las características del compuesto químico del que forman parte, dado que determina su movilidad ambiental y su biodisponibilidad (Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999).

Algunos de los factores que intervienen en la toxicidad de los metales pesados en solución son:

1) *La forma del metal en agua*. Soluble o en partículas y como ión, complejo, quelato en forma coloidal, precipitado o adsorbido (Fernando, 1995).
2) *La presencia de otros metales*. La presencia de otros cationes como las sales de calcio (Ca) y magnesio (Mg) afecta la toxicidad de cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd) y mercurio (Hg), ya sea por precipitación (Rai, *et al*., 1981). o por competencia (Gadd, 1988).
3) *Factores fisicoquímicos que modifican la fisiología del organismo*. La temperatura, pH, oxígeno disuelto, luz, salinidad, pueden aumentar o disminuir la asimilación y eliminación de los compuestos en un organismo (Rai, *et al*., 1981).
4) *Otros factores ambientales*. Se ha observado que al aumentar la densidad poblacional de organismos como microalgas y protozoarios, disminuye la toxicidad del metal en el sistema (Delcourt y Mestre, 1978). Sin embargo, la contaminación por elementos químicos también altera la composición de las poblaciones de los ecosistemas, dado que la respuesta de cada especie dependerá de la concentración de cada contaminante en el ambiente afectando también de manera individual su tasa de acumulación en el organismo (Cervantes y Moreno-Sánchez, 1999).

Los animales acuáticos son útiles para evaluar la presencia de químicos peligrosos en el ambiente y determinar el impacto de los tóxicos en los ecosistemas, siendo considerados como bioindicadores ambientales. Los bioindicadores son el componente principal en los esquemas de biomonitoreo, por lo que son esenciales para valorar los riesgos actuales de los receptores ecológicos y humanos y para determinar tendencias en riesgo y daño potencial a los organismos (Burger *et al*., 2005). Las tortugas marinas han demostrado ser útiles indicadores de salud en diferentes ecosistemas, principalmente debido a que son especies muy longevas con probabilidad de una mayor exposición a

sustancias tóxicas, son altamente migratorias y presentan una amplia distribución (Meyers-Schöne y Walton, 1994). En ellas se pueden determinar procesos de biomagnificación que son básicamente la tendencia de los contaminantes a acumularse en niveles tróficos sucesivos.

La incorporación de los metales pesados al ecosistema es principalmente a través de las tramas tróficas acuáticas y los factores de bioacumulación de algunos metales pesados se incrementan conforme se incrementa el nivel trófico (Watras *et al*., 1998; Power *et al*., 2002; Gorski *et al*., 2003). En cada nivel de la cadena trófica se van acumulando cantidades considerables de sustancias tóxicas, siendo mayor al aumentar el nivel trófico (Deacon y Diver, 1999; Pérez, 2005). Los factores que controlan los procesos de acumulación de metales todavía no están bien identificados, las concentraciones de éstos se han correlacionado con las condiciones locales, incluyendo las condiciones físicas del medio (contenido orgánico disuelto y pH) y las condiciones biológicas de los organismos acuáticos (Watras *et al*., 1998, Kelly *et al*., 2003). Sin embargo, el metabolismo celular juega un papel primordial en la acumulación de metales, a través de la síntesis de proteínas.

La abundancia de metales en su forma elemental en flora marina, al parecer está controlada por la biodisponibilidad de los metales en el agua circundante y por la capacidad de asimilación por una especie de planta en particular (Sánchez-Rodríguez *et al*., 2001). Las macroalgas tienen la capacidad de acumular metales traza que alcanzan valores en varios miles de veces mayores que las concentraciones del agua circundante, y este factor de enriquecimiento varía entre especies (Bryan y Langston, 1992).

La acumulación de metales pesados en especies de tortugas marinas varía grandemente entre especies y entre estadio de vida, siendo probablemente la dieta el principal factor que determina dicha acumulación (Mckenzie *et al*., 1999, Saeki *et al*., 2000; Anan *et al*., 2001). Por lo tanto, dependiendo de la localización de la tortuga y de la disponibilidad de recursos alimenticios existirán diferencias inter-específicas de la dieta y el nivel trófico (Meyers-Schöne y Walton, 1990; Sakai *et al.,* 1995; Godley *et al.,* 1999). Se ha observado que la máxima exposición se presenta en las fases tempranas del ciclo de

vida, en las cuales las tortugas se alimentan de organismos que se encuentran en un nivel más elevado en la cadena alimenticia. También la vía materna es considerada una contribución importante a través del transporte de los metales a los huevos (Meyes-Schöne *et al*., 1993; Sakai *et al*., 1995; Gardner *et al*., 2003). Sin embargo, se ha observado que conforme las tortugas crecen, las concentraciones iniciales de contaminantes se diluyen y la asimilación de éstos se reduce (McKenzie *et al*., 1999). La tortuga *Lepidochelys olivacea* (golfina) se alimenta preferentemente de crustáceos, *Caretta caretta* (amarilla) se alimenta de una amplia gama de invertebrados bentónicos siendo a menudo mas elevadas las concentraciones de contaminantes en ella a comparación de las demás especies, *Eretmochelys imbricata* (carey) se especializa en esponjas bentónicas y *Chelonia mydas* (verde) se alimenta principalmente de plantas bentónicas.

En las costas de Baja California, se ha observado en la tortuga negra diferencias en sus hábitos alimenticios entre bahías y se han relacionado con el tamaño de la tortuga y a la disponibilidad de recursos alimenticios dentro del hábitat. Se ha observado que en Bahía de los Ángeles, algunos individuos se alimentan principalmente de algas rojas de la familia Gracilariaceae, pero también de invertebrados (Seminoff *et al*., 2002b), y en Bahía Magdalena la dieta incluye pastos marinos e invertebrados marinos (López-Mendilharsu 2003a; López-Mendilharsu *et al*., 2003b; Talavera-Sáenz *et al*., 2007).

1.2. Fuentes regionales

Baja California Sur reúne características litorales, hidrográficas, climáticas y geológicas que han permitido el desarrollo de diversas actividades económicas, tales como la marítima, turística, agrícola y minera (Consejo de Recursos Mineros, 1999). Los componentes de las descargas pueden interactuar entre ellos y/o con los de origen natural de la región, aumentando o disminuyendo la biodisponibilidad de los elementos químicos presentes. Otras veces son depositados en tierra o liberados al aire, pero la acción de la lluvia y del viento hace que muchos compuestos sean lixiviados o arrastrados a sistemas acuáticos.

Debido en gran parte a la composición geológica y a la explotación minera que desde el siglo XVIII se ha practicado en el Estado de Baja California Sur, han sido reportados altos niveles de metales pesados en diversas zonas del Estado (Consejo de Recursos Mineros, 1999). En 1998 se reportaron dos sitios abandonados e ilegales contaminados con residuos peligrosos generados por la industria minera en Baja California Sur, siendo los principales residuos los jales y escorias de fundición, mientras que en Baja California se encontraron ocho sitios con residuos de metales pesados y polvos de fundición (Semarnap/PROFEPA).

Al Oeste de la Ciudad de la Paz se encuentra un complejo minero orientado a la extracción de fosforita, que es un mineral utilizado ampliamente como fertilizante y que se encuentra asociado naturalmente a cadmio (Cd) y arsénico (As) (Mann y Ritchie, 1994). Niveles de Cd parecen estar asociados a los yacimientos de fósforita que se encuentran en la península y que están considerados entre los más grandes del mundo (Riley, 1989). El Cd tiene una importancia ambiental como contaminante cuando se presenta en grandes cantidades. Méndez *et al*. (1998) reportan niveles de Cd de hasta 32 ppm en sedimentos de la Bahía de la Paz.

Debido a las implicaciones que los metales pesados tienen en los sistemas biológicos y en las actividades productivas, y considerando el inminente desarrollo de actividades económicas de alto impacto que se esperan en Baja California Sur por el proyecto de la Escalera Náutica, así como la venta a pequeña escala de grandes áreas a extranjeros, es necesario reunir información relacionada con los niveles de metales pesados que son ingeridos, tanto por la fauna presente, como por la población humana así como para proponer estrategias de conservación en lo que hasta ahora es considerado en gran medida como una región prístina.

Entre los metales pesados que mas atención han recibido debido a su presencia altamente frecuente y por sus efectos dañinos, son los siguientes:

1.3. Cadmio (Cd)

El cadmio (Cd) se encuentra naturalmente en la corteza terrestre, generalmente en forma de mineral combinado con otros elementos como oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio), o azufre (sulfato de cadmio, sulfuro de cadmio). Es utilizado para la fabricación de baterías, pigmentos, revestimientos para metales y plásticos, por mencionar algunos.
Los humanos están expuestos al Cd en sus alrededores ocupacionales por inhalación, a través de alimentos contaminados y el tabaco. Una exposición severa puede ocurrir en la minería y fundición (el mineral de Zn frecuentemente contiene Cd como una impureza), manufactura o uso de pigmentos de Cd, aleaciones (incluyendo soldadura), recubrimientos, estabilizadores (de cloruro de polivinilo), manufactura de acumuladores alcalinos, y el manejo y reciclaje de pedacería que contiene Cd (WHO, 1992). El uso del Cd actualmente ha sido restringido en varios países.

La absorción máxima es a través del aparato respiratorio por el cual pasa al torrente sanguíneo y es al alrededor de 25-50% (Nordberg *et al*., 1985). La absorción de Cd del tracto intestinal pasa al torrente sanguíneo alrededor de 5 % en el hombre y de 1-6% en los animales (Johnson y Sigman, 1971; McLellan *et al*., 1978; Friberg *et al*., 1986; Nordberg y Nordberg, 1988). Sin embargo, esto varía considerablemente. Así, individuos con deficiencia de Fe pueden absorber hasta el 20 %. La absorción del Cd a través de la piel es extremadamente baja (Gerhardsson y Skerfving, 1996).

Cuando ha existido una exposición a Cd se utiliza a menudo el análisis en sangre para la supervisión biológica, debido a que la concentración en la sangre aumenta después de la exposición. Sin embargo, una vez que se reduce la exposición, se registra también una disminución en el contenido de Cd en sangre. Éste decaimiento puede ser relativamente rápido, aproximadamente un par de meses (Welinder *et al*., 1977; Järup *et al*., 1983) y posteriormente, una fase de eliminación muy lenta a través del riñón (y el resto del cuerpo). Sin embargo, el Cd en la sangre puede reflejar tanto una exposición reciente, como la carga corporal resultante de la absorción por exposición anterior, y que puede registrarse a unos pocos meses después de una fuerte disminución de la exposición (Welinder *et al*., 1977). Después de un fuerte aumento

de la exposición, la contribución relativa de la absorción en curso es importante. El estado de equilibrio, se produce sólo después de décadas (Gerhardsoon y Skerfving, 1996).

El Cd es absorbido por el plasma de la sangre, donde se une a la albúmina y a otras proteínas de alto peso molecular. Los niveles de Cd en plasma son extremadamente bajos. El Cd penetra en las células de la sangre donde es transportado y después asimilado por el hígado (Nordberg y Nordberg, 1988). Ahí, induce la síntesis de metalotioneínas, una proteína de bajo peso molecular que contiene una gran proporción de cisteina, con grupos sulfidrílicos a los cuales el Cd se une eficientemente. Una fracción limitada del complejo metalotioneína-Cd del hígado reingresa a la circulación. En su mayor parte, el complejo Cd-metalotioneína en plasma es filtrado a través de los glomérulos renales y reabsorbido en los túbulos proximales, donde gradualmente es acumulado. De este modo, en exposiciones crónicas, el riñón contiene la mayor parte de la carga de Cd del cuerpo. El complejo metalotioneína-Cd es continuamente descompuesto en los lisosomas de las células tubulares (Nordberg y Nordberg, 1988). El Cd libre induce la síntesis renal de la metalotioneína, la cual nuevamente se une a Cd y posteriormente es degradado. Así, todo el tiempo, solo una fracción de Cd no está unida. El Cd unido no es tóxico, mientras que el ión de metal libre puede ejercer toxicidad. Esto ocurre cuando la acumulación es tan alta que la capacidad de síntesis es excedida. El Cd en los riñones es continuamente liberado en el flujo sanguíneo, a través del cual proporciones pequeñas de Cd son distribuidas a otros órganos, como por ejemplo, al páncreas. El Cd pasa la barrera sangre-cerebro sólo en una muy limitada extensión. No hay biotransformación de Cd (Gerhardsson y Skerfving, 1996).

En relación con los complejos de metalotioneínas, estos filtrados a través de los glomérulos renales, la principal fracción es reabsorbida en los túbulos proximales y acumulado en las células. Sin embargo, hay desprendimiento de estas células en la orina, que es la mejor ruta de excreción (Nordberg y Nordberg, 1988). El Cd es también excretado, en una menor parte, vía bilis y jugo pancreático a través de las heces. Pequeñas cantidades de Cd son incorporadas en el pelo. Antes de la formación de la placenta, el Cd se extiende hacia el embrión. Posteriormente el Cd

es depositado en la placenta, limitándose su paso hacia el feto. Hay sólo una mínima excreción en la leche materna (Nordberg y Nordberg, 1988).

Existen modelos metabólicos de Cd que han sido propuestos. Las principales partes del cuerpo que contienen la carga de Cd son el hígado y los riñones. La eliminación del Cd de los riñones es muy lenta, con un tiempo medio biológico de varias décadas, presentándose un incremento relativo de la proporción renal con respecto al tiempo de exposición. Dentro de los riñones los niveles más altos fueron encontrados en la corteza, en donde la concentración de este elemento es hasta 1.25 veces más alta en el resto del riñón (WHO, 1992). El riñón es el órgano crítico en un periodo largo de exposición a Cd (Nordberg *et al*., 1985).

Se conoce muy poco acerca del mecanismo básico que hay detrás de la toxicidad del Cd. Sin embargo, han sido bien establecidos los efectos que produce en la salud humana. Como ejemplo se puede citar el hecho de que el Cd se une a los grupos sulfridrilo de las proteínas. Si esto ocurre en una enzima, su función puede ser inhibida y originar alteraciones metabólicas. Sin embargo, hay otros posibles mecanismos (Nordberg y Nordberg, 1988). La ingesta de alimentos o agua que contiene cantidades muy altas (miligramos) de Cd puede causar un agudo desorden abdominal (Nordberg, 1985).

La aplicación de técnicas de análisis de activación neutrónica en personas que trabajan con Cd ha sido útil en la estimación de concentraciones críticas en la corteza del riñón, por ejemplo, para evaluar la concentración a la cual la disfunción tubular ocurre (Roels *et al*., 1981, Ellis *et al*., 1984) con lo que se ha determinado que ésta se presenta en alrededor del 10 % de los trabajadores que tienen una concentración de Cd de alrededor de 200 μg/g en la corteza renal (Gerhardsson y Skerfving, 1996).

La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés, 1994) ha concluido que hay evidencias suficientes para pensar que el Cd es un carcinógeno en humanos. En algunos estudios la exposición ocupacional y ambiental a Cd ha sido asociada con el desarrollo de cáncer de próstata, riñón, hígado, sistema hematopoyético y estómago (Abd Elghany *et al*., 1990).

Los efectos genotóxicos del Cd han sido estudiados en una gran variedad de sistemas experimentales (Waalkes y Misra, 1996). En 1983, Ochi y colaboradores fueron los primeros investigadores en demostrar que el Cd soluble puede producir daños al ADN en células eucariotas. Las aparentes discrepancias entre los resultados obtenidos de diferentes experimentos con Cd y la enzima superóxido dismutasa (SOD). (Ochi *et al*., 1983, Ochi y Ohsawa, 1985) sugieren que el Cd induce la ruptura de cadenas simples de ADN y que las aberraciones cromosomales pueden ocurrir por diferentes mecanismos.

Alternativamente, estas discrepancias pueden ser simplemente reflejo de que las dosis están relacionadas con diferencias en el tipo de daño producido al ADN. Es bien sabido que altas dosis de $CdCl_2$ (>2 x 10^{-5} M) pueden estimular la peroxidación lipídica (Stacey *et al*., 1980) o disminuir los niveles de varios antioxidantes en las células (Ochi *et al*., 1987). De este modo, el Cd y sus compuestos fueron clasificados como "carcinógenos en humanos" (Grupo 1; IARC, 1994).

1.4. Estroncio (Sr)

El estroncio (Sr) es un elemento natural que ocurre comúnmente en el ambiente y se encuentra generalmente en minerales celestita ($SrSO_4$) y estroncianita ($SrCO_3$). El Sr puro es un metal duro de color blanco, aunque esta forma generalmente no se encuentra en el ambiente. El Sr natural existe en cuatro formas estables (o isótopos): ^{84}Sr, ^{86}Sr, ^{87}Sr y ^{88}Sr. Los cuatro isótopos se comportan en forma químicamente similar, de manera que los efectos producidos en el cuerpo por cualquier combinación de ellos serán los mismos producidos por cada isótopo individualmente. El Sr se encuentra en forma natural en el suelo en cantidades muy variables, aunque la concentración típica es de 0.2 mg/kg de suelo. La disposición de cenizas de carbón, cenizas de incineradores y de residuos industriales puede aumentar la concentración de Sr en el suelo (Vitousek *et al*., 1999)

Una vez que el Sr se ha extraído de las formas minerales, se concentra en forma de carbonato o de otra forma química. Los compuestos de Sr, como por ejemplo el carbonato de estroncio, se usan para fabricar cerámicas y productos de vidrio, fuegos

artificiales, pigmentos para pinturas, luces fluorescentes, medicamentos y otros productos.

El Sr natural no es radioactivo; sin embargo, puede existir en forma de isótopo radioactivo, el ^{90}Sr que se forma en reactores nucleares o durante la explosión de armas nucleares. La vida media del ^{90}Sr es de 29 años. El ^{90}Sr tiene pocos usos y se considera como un producto de desecho. El isótopo radioactivo ^{89}Sr se usa en quimioterapia para aliviar el dolor de los huesos en pacientes con cáncer de huesos. El Sr radioactivo puede ser genotóxico y producir cáncer. Los efectos perjudiciales del Sr radioactivo son causados por la alta energía de la radiación. Debido a que es incorporado por los huesos, éstos y los tejidos que los rodean pueden ser dañados por la radiación que se libera con el tiempo. Dado que la médula de los huesos es la fuente esencial de células en la sangre, dosis altas de radiación pueden reducir el número de células en la sangre. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, 2001) ha determinado que el Sr radioactivo es carcinogénico en seres humanos debido a que se deposita dentro del cuerpo y emite radiación beta. La Agencia de protección ambiental (EPA, por sus siglas en ingles, 1992) ha determinado que el Sr radioactivo es carcinogénico en seres humanos. El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) ha determinado que el cromato de Sr es carcinogénico, pero esto se debe al cromo.

Los compuestos de Sr estable y radioactivo se encuentran en el aire en forma de polvo. Las emisiones producidas al quemar carbón y petróleo aumentan los niveles de Sr en el aire. El ^{90}Sr se encuentra suspendido en el agua. En general, la cantidad de ^{90}Sr en el suelo es muy baja y constituye solamente una fracción de la cantidad total de Sr en esta matriz. Se pueden encontrar concentraciones más altas de estroncio en el suelo cerca de sitios de desechos peligrosos. Una porción significativa de Sr estable y radioactivo en el suelo se disuelve en agua; por lo tanto, es probable que se mueva a capas más profundas del suelo y entre al agua subterránea. La EPA ha establecido un límite de 4,000 µg de Sr por litro de agua potable (4,000 µg/L) (EPA, 1992).

La absorción de Sr está directamente relacionada con la biodisponibilidad de Ca en el suelo ésta disminuye al aumentar el calcio intercambiable (Coughtrey y Thorne, 1983).

Varios estudios indican que la biodisponibilidad del Sr en el suelo depende del pH y del contenido de materia orgánica de éste (Coughtrey y Thorne, 1983). Es también demostrada la mayor movilidad del Sr en suelos ácidos y anaeróbicos, así como su menor movilidad en suelos con un alto contenido de calcio intercambiable y una alta capacidad de intercambio catiónica (CIC) (Coughtrey y Thorne, 1983).

La Agencia para las Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus siglas en ingles, 2004) sugiere que si una persona respira vapores o polvo que contiene una forma de Sr soluble en agua, esta sustancia se disolverá en la superficie húmeda de los pulmones y entrará a la corriente sanguínea relativamente rápido. Si la forma química del Sr no es fácilmente soluble en agua, las partículas de esta sustancia pueden permanecer en el pulmón durante un periodo largo. El consumo de Sr en alimentos o agua suministra solamente una pequeña porción en la sangre debido a que pasa de los intestinos a la corriente sanguínea, y la mayor parte es eliminada por los intestinos en las heces. Si una solución de una sal de Sr se coloca sobre la piel, el Sr pasará muy lentamente a través de la ésta a la corriente sanguínea (ATSDR, 2004). En el cuerpo, el Sr se comporta de manera muy similar al Ca (Díaz, 1991), una gran parte del Sr se acumulará en los huesos y puede ser almacenado durante años. Se sugiere que el Sr pude pasar del hueso a la circulación y volver a ser usado por el hueso en desarrollo, o ser eliminado (ATSDR, 2004).

1.5. Hierro (Fe)

El hierro (Fe) es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre (5%) después de silicio, oxigeno y aluminio. Es un metal maleable, tenaz, de color gris plateado y magnético. Los cuatro isótopos estables, que se encuentran en la naturaleza, son: ^{54}Fe, ^{56}Fe, ^{57}Fe y ^{58}Fe. Los dos minerales principales son la hematita, Fe_2O_3, y la limonita, $Fe_2O_3.3H_2O$. Las piritas, FeS_2, y la cromita, $Fe(CrO_2)_2$, se explotan como minerales de azufre (S) y de cromo (Cr), respectivamente. El Fe se encuentra en muchos otros minerales y está presente en las aguas freáticas y en la hemoglobina de la sangre.

El uso más extenso de Fe es para la obtención de aceros estructurales; también se producen grandes cantidades de Fe fundido y de Fe forjado. Entre otros usos del Fe y sus compuestos se tienen la fabricación de imanes, tintes (tintas, papel para

heliográficas, pigmentos pulidores), abrasivos (colcótar) y medicamentos (integradores de hierro en la dieta).

Las exposiciones ocupacionales a compuestos de Fe, principalmente óxidos, son comunes en la minería. La evidencia de la toxicidad del Fe metálico y en forma de óxido es limitada en humanos, la carcinogénesis en animales experimentales ha sido negativa, ya que en los estudios en donde se han utilizado estos compuestos solamente aparecieron tumores no metastáticos benignos (Stockinger, 1984). Sin embargo, se ha observado que repetidas administraciones de grandes dosis de complejos en los que Fe se encuentra asociado a carbohidratos (por ejemplo, Fe (III)-dextrina) causan un incremento en la formación de sarcomas metastáticos en ratas, ratones, hámsters y conejos (Richmond, 1959, Langvad, 1968). Los complejos de carbohidratos con Fe son esenciales para la respuesta sarcomatosa, ya que al inyectar carbohidratos en los que no se encuentra este elemento no se observan sarcomas en el sitio de inyección (Richmond, 1959). Sin embargo, no todos los compuestos orgánicos de Fe (por ejemplo, Fe-sorbitol y citrato) mostraron ser carcinogénicos (Lundin, 1961, Langvad, 1968). Aún cuando una sal de Fe sin carbohidratos (por ejemplo, acetato de Fe), fue incapaz de inducir tumores en animales en experimentación (Stoner *et al*., 1976), recientemente se ha sugerido que los radicales oxígeno formados por los iones de Fe pueden ser importantes mediadores de daños pulmonares; como los iones contenidos en asbesto (Lund y Aust, 1991), fibras minerales naturales y sintéticas (Nejjari *et al*., 1993) y polvos que contienen Fe (Huang *et al*., 1993).

Existe una preocupación sobre la salud, ya que se ha insinuado que los suplementos de Fe en adultos no anémicos puede incrementar el riesgo de cáncer, mientras que poco Fe almacenado en el cuerpo puede ser de alguna forma protectora (Selby y Friedman, 1988). Estudios clínicos han mostrado que el Fe promueve el crecimiento de células cancerosas (Weinberg, 1992). Esta hipótesis fue examinada en un modelo experimental inducido con metilnitrosourea para cáncer de pecho (Thompson *et al.*, 1991). Esto demostró que un exceso de Fe en la dieta en ratas hembras fue más representativo que la deficiencia de Fe en la modificación del progreso de la carcinogénesis de mamíferos.

Sin embargo, bajos niveles de Fe en la dieta incrementan la incidencia de adenomas en pulmón de ratón inducido por uretano en un 86 %, mientras que una sobrecarga de Fe no influye en el desarrollo de adenomas (Omara y Blakley, 1993). Una dieta baja en Fe favorece la absorción de Cd y Pb. Los efectos del Fe son debidos especialmente a deficiencias que pueden causar anemia. El Fe también puede tener efectos tóxicos si es absorbido en cantidades excesivas causando daño en hígado y provocar un colapso cardiovascular que puede llevar a muerte en 36 horas (Venugopal y Luckey, 1978).

Los compuestos genotóxicos de Fe parecen depender de varios factores, principalmente de la naturaleza física del mismo agente de Fe. Estudios recientes han demostrado que el $FeSO_4$ en solución acuosa es citotóxico, pero no directamente transformando las células (Huang, 1991). En contraste, cuando el $FeSO_4$ es depositado sobre una partícula, y luego fagocitado por éstas células, el $FeSO_4$ es liberado dando oportunidad a la transformación celular. Se ha sugerido que los iones ferrosos solubles en agua son difíciles de incorporar dentro de la célula y que en el interior del organismo, el Fe libre es transportado y almacenado con mucho esfuerzo. En contraste, la fagocitosis de una partícula que contiene $FeSO_4$ liberó una gran cantidad de iones divalentes los cuales luego estuvieron disponibles para producir especies reactivas de oxígeno que atacan el ADN (Ryan y Aust, 1992).

1.6. Zinc (Zn)

El zinc (Zn) es un metal que no se encuentra fácilmente en la naturaleza (es solo el 27° elemento en la corteza terrestre). Sin embargo, en las matrices biológicas es el metal pesado más abundante después del Fe, encontrándose unido establemente a enzimas o proteínas como catión divalente y en menores cuantidades libre en solución. El Zn es usado en las industrias siderúrgicas para la creación de bronce, en las construcciones, en la producción de tapas para frascos, tintas, telas y también en medicamentos.

La deficiencia de Zn, es crucial para la salud de humanos y animales, existe evidencia para apoyar la hipótesis que una sobreexposición a Zn puede tener efectos adversos en la salud (Cohen *et al*., 1996). Por ejemplo, el Zn es requerido en más de 200 sistemas

enzimáticos, pero altas concentraciones pueden llegar a originar problemas cardíacos y afectar el sistema inmune (Harte *et al*., 1991).

Aunque ha sido demostrado que los tejidos cancerosos muchas veces tienen concentraciones más altas de Zn que los tejidos normales (Mulay *et al*., 1971), el papel del Zn como un agente carcinogénico permanece controversial.

Mientras que hay poca evidencia epidemiológica en lo que se refiere a la carcinogénesis del Zn en humanos, su potencial como un carcinógeno ha sido demostrado en varios modelos animales. En el primer experimento de carcinogénesis del metal, inyecciones directas de cloruro de zinc ($ZnCl_2$) en gallos causó la formación de teratomas testiculares. Experimentos similares usando otras aves y modelos de mamíferos revelaron resultados similares (Lee *et al*., 2003, Guthrie y Guthrie, 1974). Inyecciones intrapleurales de polvo de Zn también provocaron un incremento en la incidencia de seminomas testiculares, así como también reticulosarcomas en pulmón (Dvizhkov, 1967). Sin embargo, usando otras rutas de exposición, las sales de Zn dejaron de producir tumores locales o distales en animales después de inyecciones subcutáneas, intraperitoneales o intramusculares (Stoner *et al*., 1976). La ingestión de sales de Zn también ha mostrado inducir un incremento en la formación de tumores, así como intensificar la formación de tumores inducidos por otros carcinógenos, en los segmentos cercanos del tracto gastrointestinal (Bespalov *et al*., 1990). La presencia de $ZnCl_2$ en agua para beber ha sido correlacionado con un incremento en la incidencia de carcinomas mamarios en roedores (Halme, 1961).

Previamente, el Zn fue considerado uno de los metales menos tóxicos, el Zn ha mostrado ser clastogénico tanto *in vivo* como *in vitro* (revisado en Sharma y Talukder, 1987). Dentro de un gran rango de concentraciones probadas, repetidas inyecciones en ratones con $ZnCl_2$ indujeron aberraciones cromosomales, tanto agudas como crónicas, en células de la médula ósea (Gupta *et al*., 1991). Cuando se trató a los linfocitos humanos en cultivos con varias sales de Zn solubles, hubo un incremento en el número de células con fragmentación cromosomal, diploidismo y dicentrismo (Deknudt, 1978). Se ha sugerido que las aberraciones cromosómicas estructurales observadas en los

linfocitos periféricos de trabajadores de la industria del Zn que fueron simultáneamente expuestos a Cd y a Pb fueron influenciados por un efecto sinergístico relacionado con el Zn y no solamente por el Cd y/o el Pb (Röhr y Bauchinger, 1976).

1.7. Níquel (Ni)

El níquel (Ni) es un metal que se encuentra en todas partes. La concentración en la corteza terrestre es de alrededor del 0.008 %. Es usado principalmente en la producción de acero inoxidable y otras aleaciones de Ni. Las fuentes importantes de emisión de Ni al aire incluyen, por ejemplo, combustión de carbón y petróleo para generación de calor y energía, incineración de basura y aguas residuales, extracción de Ni, manufactura de acero y electrodeposición. La absorción diaria de Ni en los alimentos es de 100 a 300 µg en muchos países. Las concentraciones en agua de la llave son usualmente menores a 10 µg/l (WHO, 1991).

La absorción gastrointestinal es baja, menor al 1 % después de ingerido el alimento (Sunderman *et al*., 1989); el restante es eliminado en las heces. Después de la absorción, el Ni es transportado en el plasma, principalmente unido a albúmina y a ligandos ultrafiltrables (por ejemplo, aminoácidos), distribuidos y acumulados en hueso, riñón, hígado y hasta cierto punto en el pulmón. En plasma, el tiempo medio biológico estimado es de aproximadamente 20-34 h, y de 17 h a 39 h en orina (Tossavainen *et al*., 1980). El carbonilo de Ni puede pasar la barrera sangre-cerebro y acumularse en el cerebro. La orina es la ruta de excreción dominante. Pequeñas cantidades de Ni son también excretadas en la bilis y el sudor. La excreción en heces refleja poca absorción por ingesta dietética. El contenido total de un cuerpo de 70 kg en una exposición no ocupacional es de alrededor de 0.5 mg (Bennett, 1984).

Los órganos críticos para una exposición de Ni en humanos son el sistema respiratorio, especialmente las cavidades nasales, el sistema inmune y la piel. El carbonilo de Ni es el compuesto de Ni más tóxico. El envenenamiento puede producir dolor de cabeza, nauseas, vértigo, vómitos, efectos nefrotóxicos, neumonía severa, y posteriormente fibrosis pulmonar (Gerhardsson y Skerfving, 1996). Largos periodos de exposición a compuestos de Ni con baja solubilidad, por

ejemplo, óxido de Ni, son un alto riesgo para los pulmones, lo cual ha sido observado en numerosos estudios epidemiológicos (WHO, 1991). Los compuestos de Ni han sido clasificados como carcinógenos para humanos (Grupo 1) al igual que el Ni metálico (Grupo 2B; IARC, 1990).

1.8. Calcio (Ca).

El calcio (Ca) es el tercer metal más abundante en la corteza terrestre. Los compuestos de Ca constituyen 3.64 % de la corteza terrestre. El calcio metálico se prepara en la industria por electrólisis del cloruro de calcio ($CaCl_2$) fundido. Éste se obtiene por tratamiento de los minerales de carbonato con ácido clorhídrico o como un desperdicio del proceso de solvatación de los carbonatos. El metal puro puede ser maquinado en torno, hilado, serrado, extrudido; se le puede convertir en alambre, prensar y amartillar en placas. El Ca producido en forma comercial reacciona fácilmente con el agua y los ácidos y produce hidrógeno que contiene cantidades notables de amoniaco e hidrocarburos como impurezas.

El Ca y el Zn tienen una relación antagonista. En animales experimentales, si la entrada de Ca es alta la absorción de Zn decrece y viceversa (Hanson *et al*., 1958). El Zn reacciona con Ca en la membrana celular por la supresión en la regulación de procesos bioquímicos y fisiológicos de las proteínas de Ca (Baudier *et al*., 1983).

En medicina, el Ca y las sales derivadas de éste, tienen un gran potencial como quimiopreventivos, pero también actúan como cocarcinógenos. Evidencias epidemiológicas indican una disminución de riesgo a desarrollar cáncer, particularmente de colon con un alto consumo de Ca en la dieta (Nelson, 1990; Gerland et.al., 1991). Se ha demostrado en sistemas experimentales con una dieta con alto consumo de Ca existe una inhibición en la formación de cáncer de colon (Newmark y Lipkin, 1991). El cambio en la homeostasis del Ca tiene relación con el cáncer en humanos o animales en la producción de hipercalcimia acompañado frecuentemente con el desarrollo de cáncer (Kasprzak y Waalkes, 1986). Prácticamente todos los tumores estudiados han exhibido un marcado incremento en sus niveles con la modulación de determinadas enzimas dependientes de Ca (Kasprzak y Waalkes, 1986). La administración de Ca una vez

iniciada la carcinogenésis, también inhibe la formación del tumor granular en estómago (Nishikawa *et al*., 1994). Sin embargo, se ha demostrado que la administración de Ca incrementa la formación de adenomas en pulmón (Poirier *et al*., 1984).

2. ANTECEDENTES

Debido al incremento acelerado en el decline de poblaciones de reptiles, se ha sugerido el monitoreo con técnicas no-letales y no-invasivas en estudios de exposición a contaminantes para poblaciones de especies raras o que se encuentran en algún estado de protección (Presti *et al*. 1999; Gibbons *et al*. 2000, Sakai *et al*., 2000b; Clark. Jr. *et al*., 2000; Hopkins *et al*., 2001; Keller *et al*. 2004; Burger *et al*. 2005).

Algunos autores sugieren que se puede tener una aproximación de la exposición a contaminantes a través del análisis de tejidos como sangre o piel, así como indicadores de exposición a través de la dieta. En el estudio realizado por Hopkins y colaboradores (2001) al analizar sangre, muda de piel y cola ("tail clips") de la serpiente *Nerodia fasciata* se establece experimentalmente que las presas son una fuente de obtención de elementos traza, dado que la serpiente se encuentra en un nivel trófico mayor a ellas, determinando que la sangre es un buen indicador de exposición a través de la dieta. Por otro lado, los mismos autores establecen que los niveles detectados en la muda fueron positivamente correlacionados con algunos tejidos internos (Hopkins *et al*., 2001).

Burger y colaboradores (2005) al analizar la concentración de elementos traza en sangre, piel, hígado, riñón y músculo de la serpiente acuática, *Nerodia sipedon*, encontraron que el mercurio (Hg) es el único elemento que presenta correlaciones positivas entre sangre y órganos internos siendo correlaciones bajas para riñón ($tau=0.17$, $p<0.10$), hígado ($tau=0.021$, $p<0.04$) y músculo ($tau=0.48$, $p< 0.0001$). Los niveles de cromo (Cr), selenio (Se) y plomo (Pb) fueron correlacionadas positivamente entre la piel y los tres órganos. Las concentraciones de manganeso (Mn) y Cd en la piel correlacionaron positivamente con las de hígado. La sangre refleja generalmente la exposición reciente, y no necesariamente la carga del cuerpo, por lo que concluyen que en serpientes acuáticas, el Hg se correlaciona con la carga del cuerpo, además

demuestran que la medición de metales en la piel proporciona información útil, aunque los patrones no fueron necesariamente constantes al comparar sexos y localización de subgrupos (Burger *et al*., 2005).

En la actualidad son pocos los estudios para la determinación de contaminantes en sangre de tortugas. Sin embargo, se ha reportado que en Carolina del Norte, E.U.A., se utilizó sangre y tejido adiposo de tortuga marina, para determinar si existe una asociación entre concentraciones de los contaminantes de compuestos organoclorados (OC) (incluyendo policloruros de bifenilo (PCBs) y pesticidas OC) y los parámetros de salud de las tortugas *Caretta caretta*, por medio de indicadores no invasivos (extracción de sangre y biopsia subcutánea de grasa) (Keller *et al*., 2004).

Por otro lado, Day y colaboradores (2005) analizaron muestras de sangre y caparazón de organismos vivos, así como muestras de hígado, riñón, músculo, médula ósea, sangre y caparazón de organismos muertos de la tortuga marina *Caretta caretta* para determinar concentraciones de mercurio (Hg). Los autores sugieren que la sangre y el caparazón proporcionan una buena aproximación de la carga total de Hg en tortugas por medio del muestreo no letal, en particular de la carga interna en músculo y médula ósea, mientras que los tejidos restantes muestran poca habilidad predictiva (Day *et al*., 2005). No obstante, Day y colaboradores recomiendan su utilización para obtener importantes aproximaciones toxicológicas en especies protegidas y en peligro de extinción, y concluyen que el análisis en sangre muestra un registro reciente en la obtención del metal, mientras que el caparazón representa una concentración histórica de deposición. (Day *et al*., 2005).

En particular existen pocos estudios para determinar concentraciones de metales en tortugas marinas en la Península de Baja California.

En el trabajo realizado por Presti *et al*. (1999) se menciona que al comparar las concentraciones de Hg entre muestras de caparazón de *Chelonia mydas agassizii* del Golfo de California y de *Lepidochelys kempii,* colectada en el Golfo de México las concentraciones para la primera especie tienen un rango de 0 a 308 ng/g con una media

y desviación estándar de 50.9 ± 78.8 ng/g y para la segunda un rango de 41.3 a 7486 ng/g con media y desviación estándar 920 ± 1036 ng/g. Sin embargo, consideran que al no ser el Hg un elemento esencial, cualquier acumulación es considerada como contaminación y exposición a dicho metal. No encuentran una correlación significativa entre el tamaño de la tortuga y la concentración de Hg. Además, realizan análisis de la dieta por medio de un lavado gástrico, en el cual encuentran principalmente algas incluyendo los géneros *Gracillaria* y *Codium* (Presti *et al*., 1999).

El estudio realizado por Gardner y colaboradores (2006) tuvo como objetivo comparar los niveles de elementos traza en los tejidos hígado, riñón, músculo y tejido adiposo de cuatro especies de tortugas marinas: *Chelonia mydas agassizii*, *Caretta caretta*, *Lepidochelys olivacea* y *Eretmochelys imbricata*, en la Península de Baja California. Entre los resultados obtenidos se detectan altos niveles de Cd en riñón de *C. m. agassizii* 653 µg/g peso seco y éste supera los reportados en trabajos previos de varias especies de tortugas a nivel mundial (Sakai *et al*., 1995; Sakai *et al*., 2000 a,b; Godley *et al*., 1999; Aguirre *et al*., 1994; Lam *et al*., 2004; Gordon *et al*., 1998; Anan *et al*., 2001; Storelli *et al*., 1998; Caurant *et al*., 1999). Para las cuatro especies de tortugas analizadas se encontró que los órganos en donde más se acumula el Cd son riñón e hígado; Zn, Ni y Mn fueron significativamente más altos en riñón que en los otros tejidos, mientras que Fe y Cu se concentran principalmente en riñón (Gardner *et al*., 2006). Estos autores obtienen correlaciones positivas en la concentración de Cd, Cu y Ni con el tamaño de la *C. caretta* (Gardner *et al*., 2006).

Kampalath *et al*. (2006) evaluaron las concentraciones de Hg y metil-mercurio (MeHg) en tres especies de tortugas (*C. m. agassizii, C. caretta, L. olivacea*) en muestras de tejido adiposo, hígado, riñón y músculo, y observaron que existen diferencias en orden descendente *L. olivacea* > *C. caretta* > *C. mydas agassizii*. En cuanto a las concentraciones en tejidos, las tres especies presentan la misma tendencia, siendo el hígado donde existió más se concentran, seguido por riñón, músculo y tejido adiposo (Kampalath *et al*., 2006). Observaron además, una correlación positiva entre el tamaño y la concentración total de mercurio (THg) con músculo y tejido adiposo en *C. caretta*, y una correlación negativa entre el tamaño y THg en músculo y riñón en *C. mydas*

agassizii. La concentración de MeHg tiende a ser más alta en hígado de las tres especies que en los demás órganos (Kampalath *et al*., 2006).

Talavera-Sáenz *et al*. (2007) analizaron concentraciones de metales en tejidos de tortuga negra, así como en contenidos estomacales y en presas potenciales, dentro del Estero Banderitas en Bahía Magdalena en donde se indican concentraciones altas de Cd y Zn para los contenidos estomacales. Sin embargo, las plantas colectadas en Bahía Magdalena difieren de dichas concentraciones, siendo los niveles más elevados en Pb y Mn (Talavera-Sáenz *et al*., 2007). En lo que respecta a los tejidos de hígado y riñón, se encontraron diferencias significativas en Cd, Zn y Cu; se observó una clara bioacumulación de Cd y Zn en el riñón y de Cu en el hígado. Finalmente, concluyen que las concentraciones de metales pesados encontrados en los tejidos de tortuga negra están influenciadas por las concentraciones de metales en macroalgas y pastos que les sirve de alimento (Talavera-Sáenz *et al*., 2007). Sin embargo, estas concentraciones pueden tener mayor influencia de una fuente de alimentación que podría encontrarse fuera del estero, pero se debe considerar también su comportamiento migratorio.

3. JUSTIFICACIÓN

Estudios previos han reportado concentraciones elevadas de algunos metales en especies de tortugas marinas, así como en sus recursos alimenticios. Sin embargo, se desconocen los niveles de elementos traza en tejidos que podrían estar indicando una exposición reciente (sangre), intermedia (piel) y/o histórica (caparazón), ni si dichas exposiciones han sido diferentes o similares en las regiones donde habitualmente se alimentan y habitan. Esta información puede ser útil en el diseño de estrategias encaminadas a la conservación de la tortuga marina, al identificar problemáticas que deben ser corregidas favoreciendo no sólo a esta especie sino también a la biodiversidad de los diferentes ecosistemas evaluados.

4. OBJETIVOS

Objetivo General

- Analizar las concentraciones de metales pesados en los tejidos sangre, piel y caparazón de la tortuga negra, *Chelonia mydas agassizii* en cuatro regiones de Baja California Sur donde se alimentan.

Objetivos particulares

- Determinar si existen diferencias entre los niveles de metales pesados en los tejidos sangre, piel y caparazón.

- Comparar las concentraciones de metales pesados en cuatro zonas de muestreo.

- Determinar si la concentración de metales varía con el tamaño de la tortuga.

5. HIPÓTESIS

Los niveles bioacumulados de elementos traza en la tortuga marina *Chelonia mydas agassizii* variarán significativamente de una zona a otra de la Península de Baja California.

6. ÁREA DE ESTUDIO

Las muestras de sangre, piel y caparazón de la tortuga negra, en el periodo marzo 2005-agosto 2006, fueron colectadas en Baja California Sur, en la región del Pacífico, en las localidades de Punta Abreojos, Complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas, Laguna de San Ignacio y en la región del Golfo de California en la localidad el Pardito (Figura 2).

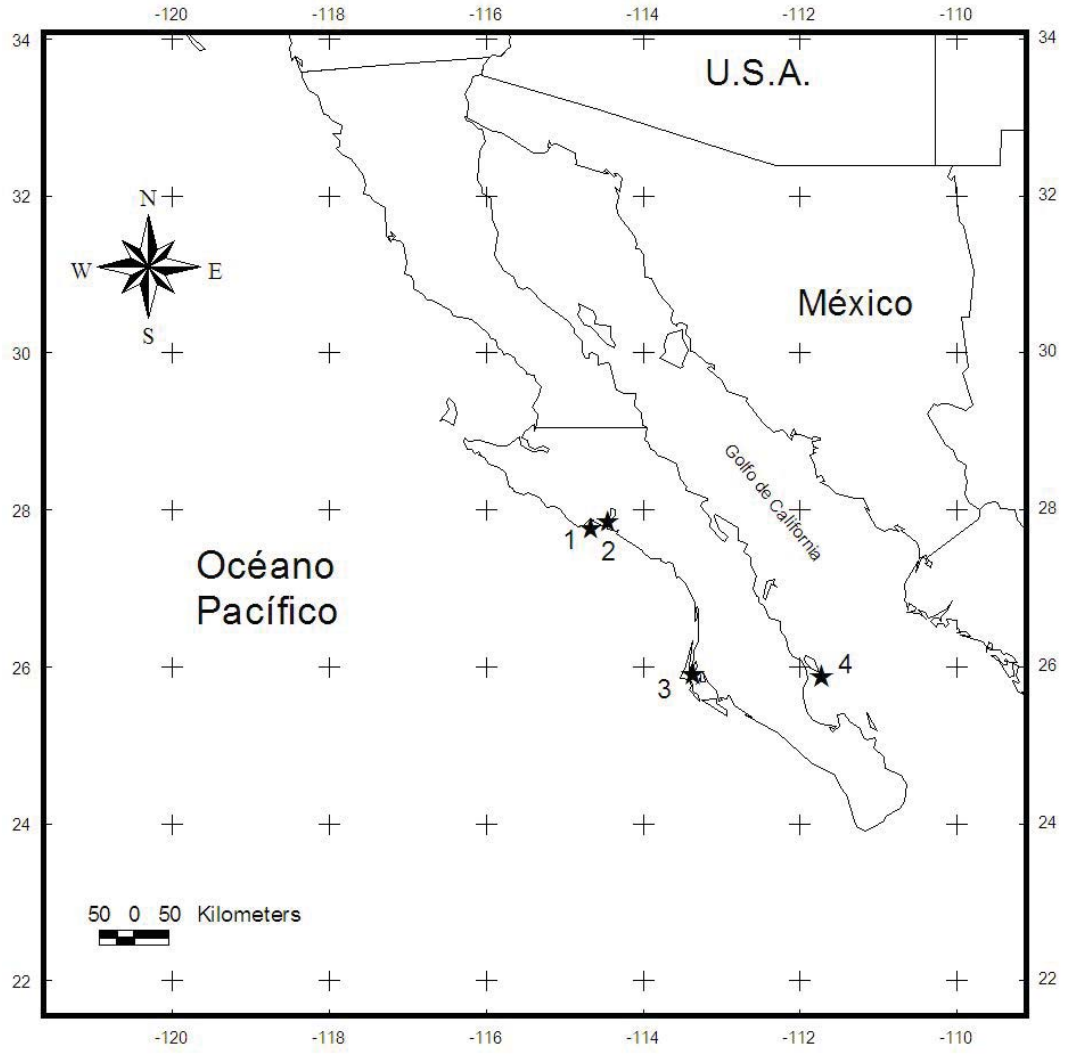


Figura 2. Localidades donde se realizó la colecta de muestras en la porción sur de la Península de Baja California. (1) Punta Abreojos, (2) Laguna de San Ignacio, (3) Complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas, y (4) El Pardito.

El sitio de monitoreo en Punta Abreojos está situado en el Estero Coyote (26°48' N, 113°27' W), una pequeña laguna costera deshabitada. El área es biológicamente similar a Laguna San Ignacio, con abundantes algas, pastos marinos y manglares. Esta zona está poco perturbada. Existe escaso tráfico de barcos y de actividades humanas, haciéndola relativamente prístina e inexplotada. En este sitio se registra el mayor número de muestras. Punta Abreojos pertenece a la cuenca hidrológica de San Miguel-Arroyo del Vigía en la cual se localizan las salinas de Guerrero Negro y Desierto de Vizcaíno (INEGI, 2007).

La Laguna de San Ignacio (26°35' - 27°55' y 113°50' - 114°20' W) localizada al igual que Punta Abreojos, en la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno, sobre la costa del Pacífico de Baja California Sur, comprende un área de 17.5 km^2 y se caracteriza por sus amplios canales que tienen de 6 a 14 m de profundidad. Las algas y los pastos marinos son abundantes (Núñez-López *et al*. 1998), y se encuentran manglares en gran parte de la costa. La marea promedio es 1.6 m y la salinidad varia de 36% en la entrada de la laguna hasta 41% en su limite interior (Centro de Investigaciones, 1994). La Laguna pertenece a la cuenca Laguna San Ignacio-Arroyo San Raymundo, no cuenta con corrientes permanentes, y las que se llegan a formar en las sierras, son de carácter torrencial que tienden a desaparecer durante su descenso a la costa y generalmente no llegan al océano (INEGI, 2007).

El complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas es uno de los sistemas de laguna costera Mexicana del Pacífico más grandes, y comprende un área de mas de 1000 km^2 (Funes-Rodríguez *et al*. 2001). El sitio de monitoreo es en el Estero Banderitas (24°50' - 25°00' N y 112°05' - 112°08' W) que está situado en la zona norte de la Bahía. Éste estero es el más grande del complejo, y es influenciado fuertemente por las corrientes de marea. La salinidad y la temperatura se incrementan hacia la cabeza de la cuenca (Brooks *et al*. 2001). La salinidad promedio en la boca del Estero Banderitas se ha reportado entre 36.9% y 38.7%, el promedio de las temperaturas del agua varían de 18°C a 31°C (Álvarez-Borrego *et al*. 1975). La profundidad varía de 1 a 7 m. Un substrato de arena-lodo cubre la mayoría del bentos, con las algas fragmentadas y la hierba marina que se encuentra en todo el lecho marino del estero. Esta bahía tiene la

influencia de la Cuenca Arroyo Venancio-Arroyo Salado y cuenta con los arroyos de mayor longitud; en esta área se encuentra el Distrito de Riego del Valle de Santo Domingo (INEGI, 2007).

El sitio de monitoreo el Pardito es un islote ubicado en la ensenada del Amortajado en la parte suroeste de la costa de Isla San José y San Francisquito, a 120 km al norte de la ciudad de La Paz, capital de Baja California Sur. Los voluntarios responsables del monitoreo para esta zona viven en el Islote el Pardito (24° 51´10”N, 110° 34´ 52” O).

La costa occidental de Baja California se encuentra dentro del sistema de la Corriente de California en la cual, existen zonas de alta productividad que favorecen el reciclamiento de materiales y energía. La presencia de surgencias tiene como consecuencia una alta aportación de nutrientes en la mayoría de las áreas costeras, en donde los componentes orgánicos interactúan biogeoquímicamente, lo que proporciona una alta productividad y transferencia energética a otras áreas y niveles tróficos (Aguíñiga 2000). Se asume que el transporte de nutrientes dentro de las lagunas costeras, pueden estar favorecidos por las surgencias costeras que a través de las aguas superficiales son transportados dentro del los sistemas lagunares (Zaytsev *et al*., 2003).

El Golfo de California, tiene características atmosféricas, oceanográficas y ecológicas únicas. La circulación superficial resulta de la interacción entre la forma de cuenca y las fuentes de forzamiento como viento, influencia oceánica de origen tropical (ondas Kelvin costeras), intercambio de calor y efecto de mareas. La configuración de masas de agua del Golfo de California permite que se requiera de relativamente poca energía para hacer aflorar aguas someras con altas concentraciones de nutrientes (Álvarez-Borrego y Lara-Lara 1991). Ésta región se caracteriza por tener un importante sistema de enriquecimiento, con niveles de producción primaria comparable con las regiones oceánicas más productivas del mundo. Sin embargo, las regiones con procesos de enriquecimiento más importante son la zona de las grandes Islas y la zona central.

7. MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron 20 muestreos durante el 2005 y 2006, en cuatro zonas en la porción sur de la Península de Baja California, en las localidades de Punta Abreojos, el Complejo Lagunar Bahía Magdalena-Almejas, Laguna San Ignacio y el Pardito. Cabe señalar, que los muestreos fueron realizados simultáneamente con el Grupo Tortuguero.

Para la toma de muestras se llevó a cabo el siguiente procedimiento.

-Protocolo de campo

Se tendieron dos redes de enmalle de 100 m de largo con una luz de malla de 20 cm. que se fijó en la playa y se tendió hacia el mar. Las redes fueron revisadas cada dos horas durante 12 horas. Las tortugas capturadas se liberaron de la red y se procedió a tomar datos morfológicos (longitud recta y curva del caparazón, LRC y LCC, respectivamente (único modo hasta ahora conocido para medir aproximadamente la edad en las tortugas marinas), el peso, y la condición física general del animal, y si era posible se hizo la determinación de sexo. Se tomaron las muestras (sangre, piel y caparazón), y se liberaron a las tortugas lo más pronto posible. (ANEXO II, identificación de las tortugas analizadas).

Colecta de muestras y preparación en campo

Se realizó la colecta de muestras de sangre, piel y caparazón para el análisis de contaminantes.

-Muestras de sangre

Una vez capturada la tortuga, se limpió con un algodón con etanol la región dorsal occipital de seno; se extrajeron aproximadamente 5 ml de sangre en un vacutainer sin anticoagulante y se mantuvieron en hielo hasta ser transportadas al laboratorio. Una vez ahí, se guardaron en el utracongelador a -80 ºC. A la tortuga se le colocó en la región del cuello donde se extrajo la sangre violeta de genciana (cloruro de metilrosanilina) por su efecto antiséptico.

-Muestras de piel

Se limpió con alcohol y agua destilada una pequeña región del cuello de la tortuga, se tomó con pinza y se cortó con bisturí de 0.1 g a 0.25 g de piel (epidermis), se guardo en

crioval de 1 ml y se conservo en hielo hasta ser llevadas a laboratorio. Se colocó violeta de genciana donde se realizó el corte.

-Muestra de caparazón

Se limpió cuidadosamente con una esponja, agua destilada y alcohol parte de la región anterior del caparazón (primeros escudos marginales), con una navaja se realizó un corte longitudinal del caparazón en la parte central del escudo del lado derecho, se almacena en un crioval de 1 ml, hasta la llegada al laboratorio. Se colocó violeta de genciana donde se realizó el corte.

Procesamiento de muestras en laboratorio

-Limpieza de material:

La cristalería y el material plástico utilizado, fueron previamente lavados con jabón y sumergidos en ácido nítrico al 10%, de 2 a 24 hrs seguido del enjuague con agua desionizada, para la eliminación de cualquier residuo de metales pesados.

-Pretratamiento o digestión de muestras:

Una vez que el material estuvo limpio y seco, se realizó la digestión de las muestras:

Muestras de sangre: Cada muestra de sangre de aproximadamente 5 ml fue pesada en una balanza analítica (OHAUS AP110S) dentro de un matraz de 100 ml y se agregaron 7 ml de acido nítrico (HNO_3, concentrado, grado traza) para su digestión. Junto con las muestras se colocaron dos blancos conteniendo únicamente 7 ml de HNO_3. En otro matraz del mismo volumen se agregaron 7 ml de HNO_3, al que se le adicionó 5 g de un estándar certificado (hepatopáncreas de langosta, TROT-2, del National Research Council of Canada). Los matraces con las muestras, los blancos y el estándar, fueron calentados en una parrilla eléctrica, hasta completar la digestión, de 40 min a 2 hrs dependiendo de cada muestra. Posteriormente, los matraces se dejaron enfriar y el contenido fue vaciado a tubos de polipropileno y aforados a 10 ml con agua desionizada. Una vez hecho ésto, se procedió a filtrar las muestras, y fueron almacenadas en tubos de polipropileno a temperatura ambiente, hasta su análisis por espectrofotometría de absorción atómica.

Muestras de piel y caparazón: Cada muestra de piel y caparazón fue pesada en una balanza analítica (OHAUS AP110S), digerida siguiendo el protocolo anteriormente

mencionando, y aforada a 25 ml. El análisis para la determinación de las concentraciones de los elementos (excepto Cd), fue realizado en el Departamento de Geología del Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, (CICESE) por medio del espectrómetro de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Se utilizaron estándares de referencia (DORM-1, National Research Council of Canada) para la validación la metodología empleada.

-Determinación de la concentración de metales

Para estimar las concertaciones de los elementos Cd, Sr, Fe, Zn, Ni y Ca en los tres tejidos de análisis, se utilizó la técnica de espectrofotometría de absorción atómica de flama (FAAS por sus siglas en inglés), utilizando la flama de aire/acetileno (Cd, Fe, Zn y Ni) y la flama de oxido nitroso/acetileno (Sr y Ca) (modelo GBC´s AVANTA PM), obteniendo un valor promedio de absorción con el software Avanta versión 1.33. Para realizar el análisis fue necesaria una curva de calibración por cada elemento (APÉNDICE I), así como una determinada longitud de onda para cada metal. Cada muestra se corrió por triplicado junto con dos blancos y un estándar certificado como referencia y comprobación de la eficiencia del pretratamiento de las muestras.

En la tabla I se muestran los elementos de estudio, así como la longitud de onda a la que fueron analizados por espectrofotometría de absorción atómica de flama (FAAS), así como los límites detectables de la técnica de FAAS y del espectrómetro de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).

Tabla I. Longitud de onda de los metales analizados y límites de detección.

Elemento	*Símbolo*	*Longitud de onda, nm FAAS*	*FAAS (µg/L)*	*ICP-OES (µg/L)*
Cadmio	Cd	228.8	2	1.2
Estroncio	Sr	460.7	2	0.015
Hierro	Fe	248.3	6	1.2
Zinc	Zn	213.9	1	0.8
Níquel	Ni	231.9	10	5
Calcio	Ca	422.9	1	0.03

Análisis estadístico

Una vez obtenidas las concentraciones de los elementos, se realizaron los análisis estadísticos de las muestras. En general, los datos no mostraron distribución normal, por lo que fue necesario el uso de pruebas no paramétricas para su análisis. En la comparación de las concentraciones entre tejidos se utilizó el análisis de varianza de Kruskal-Wallis y el método de Comparación Múltiple (Siegel y Castellan 1988), de igual manera se utilizó para la comparación entre zonas. En este estudio se considero el valor de significancia de $\alpha=0.05$. Los análisis se realizaron con el programa STATISTICA V. 7.0. Los valores son reportados como medianas y mínimos y máximos. La correlación entre tamaño de la tortuga (largo, recto de caparazón, LCR) y la concentración de metales por cada tejido, se realizó con la prueba de Coeficiente de correlación de Spearman (Siegel y Castellan 1988). Se considero el valor de significancia de $\alpha=0.05$.

8. RESULTADOS

Los análisis por espectrofotometría de absorción atómica (FAAS), y por espectrometría de emisión atómica por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) junto con el análisis estadístico generaron los siguientes resultados:

8.1. Concentración de metales pesados en tejidos de tortuga negra

La magnitud de las concentraciones de metales en los tejidos sangre, piel y caparazón de tortuga negra, en los muestreos realizados durante el 2006, en tres zonas de Baja California Sur: Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y Laguna San Ignacio (LSI); mostraron el siguiente orden descendente Ca>Fe>Cd>Ni>Zn>Sr.

En la tabla II se muestran las concentraciones de metales y las diferencias significativas entre tejidos por localidad de muestreo.

Las concentraciones de Cd observadas en la localidad de PAO no mostraron diferencias significativas entre tejidos (sangre, piel y caparazón). Estroncio mostró la mayor

concentración en piel y distingue diferencias significativas con respecto a los niveles en sangre y caparazón (p= 0.005). Las concentraciones de Fe fueron mayores en caparazón mostrando diferencia significativa con piel (p= 0.010). Para Zn la concentración en caparazón fue mayor mostrando diferencias con piel y sangre (p= 0.003). Las concentraciones de Ni y Ca fueron mayores en piel mostrando diferencias con sangre, Ni (p= 0.000) y Ca (p= 0.003).

En la localidad de BMA las concentraciones observadas de Cd no mostraron diferencias significativas entre tejidos. Estroncio en sangre fue menor y difiere de piel (p= 0.028). Hierro en sangre fue mayor y mostró diferencias significativas con caparazón (p= 0.003). Zinc en sangre fue menor que caparazón y mostró diferencias significativas p= 0.001. Las concentraciones de Ni y Ca en sangre fueron menores a las registradas en piel y caparazón. Se observaron diferencias significativas en sangre con respecto a ambos tejidos, Ni (p= 0.000) y Ca (p= 0.003).

Las concentraciones observadas de Cd en la localidad de LSI mostraron ser menores en piel, se observaron diferencias con respecto a sangre y caparazón (p= 0.010). Las menores concentraciones de Sr se registraron en sangre mostrando diferencias significativas con piel (p= 0.000). Los niveles de Fe fueron mayores en piel, siendo significativamente diferentes a los detectados en caparazón (p= 0.026). La concentración de Zn fue mayor en sangre y mostró diferencia con caparazón (p= 0.000). Níquel y Ca en sangre presentaron diferencias significativas (p= 0.000) con piel y caparazón, mientras que entre ellos no hay diferencias, para ambos elementos.

Tabla II. Concentración de metales en sangre, piel y caparazón de la tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006.

		Cd	*Sr*	*Fe*	*Zn*	*Ni*	*Ca*
PAO	**Sangre** ***(n=6)***	0.046 [a] (0.035-0.054)	0.357 [a] (nd-0.45)	325.705 [a] (191-355)	12.341 [a] (11.648-14.197).	nd [a] (nd-0.045)	47.162 [a] (nd-96.248)
	Piel ***(n=6)***	43.65 [a] (nd-604)	1.615 [b] (0.532-3.125)	395.455 [a b] (131-2043)	12.917 [a] (4.255-25)	64.583 [b] (21.277-125)	3656.463 [b] (1928-6831)
	Caparazón	1.019 [a] (nd-571)	0.366 [a] (0.195-1.173)	101.579 [a] (55.556-318)	2.075 [b] (0.494-3.846)	10.376 [a b] (2.469-19.231)	896.578 [a b] (38.086-3544)
BMA	**Sangre** ***(n=8)***	0.017 [a] (0.0114-0.048)	0.234 [a] (0.0351-0.381)	299.726 [a] (276-330)	12.615 [a] (11.142-16.271)	0.004 [a] (nd-0.015)	60.448 [a] (41.512-89.803)
	Piel ***(n=8)***	24.557 [a] (nd-240)	0.481 [b] (0.1453-3.125)	97.13 [a b] (40.540-1437)	3.852 [a b] (1.162-25)	19.259 [b] (5.814-125)	1175.926 [b] (89.680-4220) *(n=7)*
	Caparazón ***(n=8)***	1.323 [a] (nd-1041)	0.168 [a b] (0.0951-0.543)	20.11 [b] (11.406-195)	1.341 [b] (0.760-4.348)	6.703 [b] (3.802-21.740)	325.778 [b] (58.650-4415)
LSI	**Sangre** ***(n=10)***	0.046 [a] (0.023-0.126)	0.137 [a] (0.006-0.376)	317.883 [a] (280-401)	11.78 [a] 8.273-13.619)	0.023 [a] (nd-1.907)	35.747 [a] (25.115-45.263)
	Piel ***(n=10)***	nd [b] (nd-54.195)	1.319 [b] (0.391-8.156)	997.013 [a b] (104-3989)	8.348 [a b] (1.418-22.222)	41.739 [b] (7.092-111.111)	2164.894 [b] (801-7750) *(n=9)*
	Caparazón ***(n=10)***	27.84 [a] (nd-940)	0.422 [a b] (0.25-1.042)	256.808 [a] (0.275-2099)	3.373 [b] (nd-8.333)	16.865 [b] (10-41.667)	2159.021 [b] (1098-5615)

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis.
Letras diferentes indican diferencia significativa $p<0.05$
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
LSI= Laguna San Ignacio

En las tres localidades los niveles de Ca fueron mayores en piel comparados con sangre y caparazón. En PAO piel mostró la concentración mayor con mediana de 3656 µg/g e intervalo de 1928 µg/g a 6831 µg/g. BMA mostró las menores concentraciones en piel y caparazón comparado con las correspondientes de PAO y LSI; sin embargo, el nivel en sangre fue mayor en comparación con PAO y LSI con mediana de 60.44 µg/g y rango de 41.51 µg/g a 89.80 µg/g. En LSI se observan mayores niveles en caparazón comparados con PAO y BMA, mostrando una mediana de 2159 µg/g con un intervalo que va de 1098 µg/g a 5515 µg/g (Fig. 3).

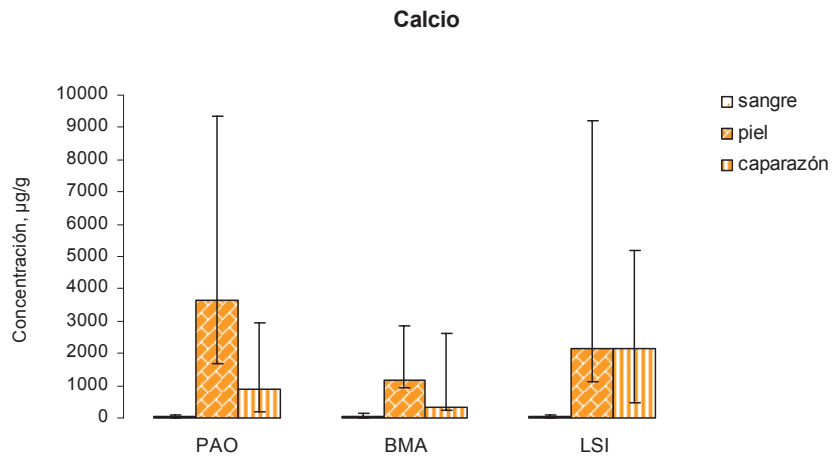


Figura 3. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

En PAO la concentración de Fe en piel fue mayor que en sangre y caparazón con mediana de 395 µg/g y un intervalo de 131 µg/g a 2043 µg/g. En BMA la concentración mayor fue en sangre con respecto a piel y caparazón con mediana de 299 µg/g e intervalo de 40.54 µg/g a 1437 µg/g. En LSI el nivel más alto fue observado en piel en comparación con sangre y caparazón con mediana de 997 µg/g y rango de 104 µg/g a 3989 µg/g. En sangre se observaron concentraciones relativamente similares para las tres localidades, siendo mayor en PAO seguida de LSI y por último BMA mostrando medianas de 325 µg/g, 317 µg/g y 299 µg/g, respectivamente (Fig. 4).

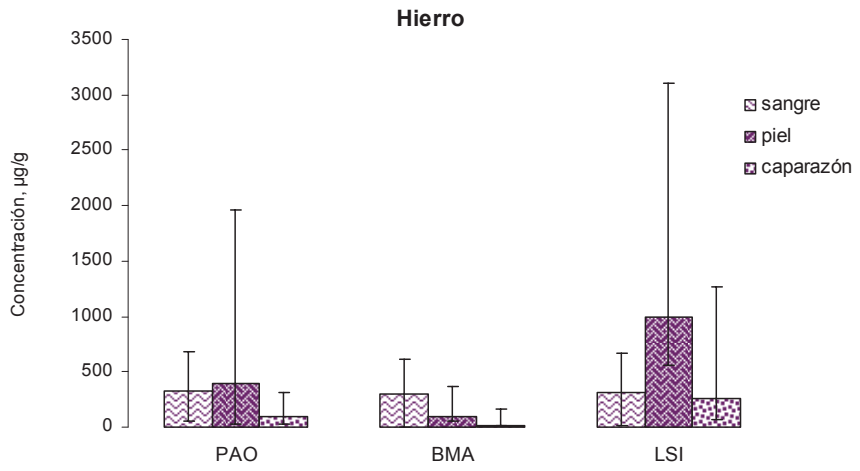


Figura 4. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

En la localidad de PAO el nivel más alto de Cd fue el observado en piel en comparación con sangre y caparazón, con mediana de 43.65 µg/g y rango desde valores no detectables a 604 µg/g. En BMA piel mostró la mayor concentración con mediana de 24.55 µg/g e intervalos con niveles desde no detectados hasta 240 µg/g. En LSI las muestras de caparazón presentan la mayor concentración con una mediana de 27.84 µg/g, registrándose un valor mínimo de no detectable y un valor máximo de 940 µg/g. Las concentraciones en sangre están por debajo de un orden de magnitud en las tres localidades (Fig. 5).

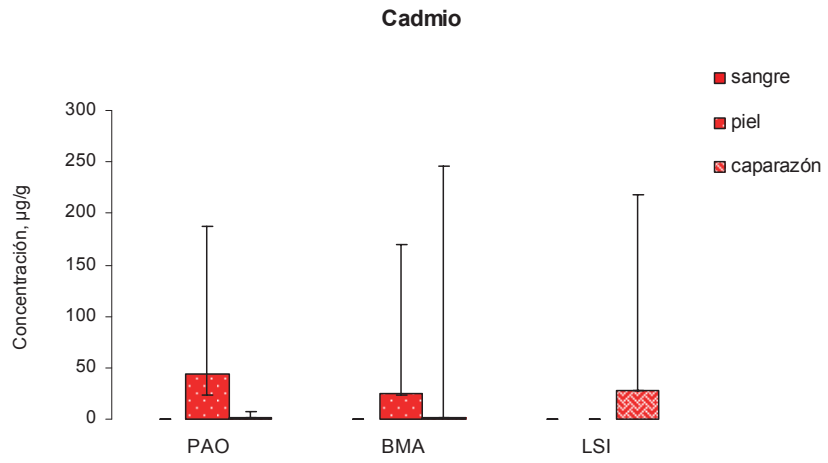


Figura 5. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

En Ni se observaron las concentraciones mayores en piel en las tres localidades. En PAO se registró el nivel más alto en piel con mediana de 64.58 µg/g e intervalo de 21.2 µg/g a 125 µg/g. En LSI caparazón mostró la concentración mayor con una mediana de 41.73 µg/g e intervalo de 7.09 µg/g a 111 µg/g. La concentración en sangre fue mayor en LSI; sin embargo, en las tres localidades las concentraciones observadas están por debajo de un orden de magnitud (Fig. 6).

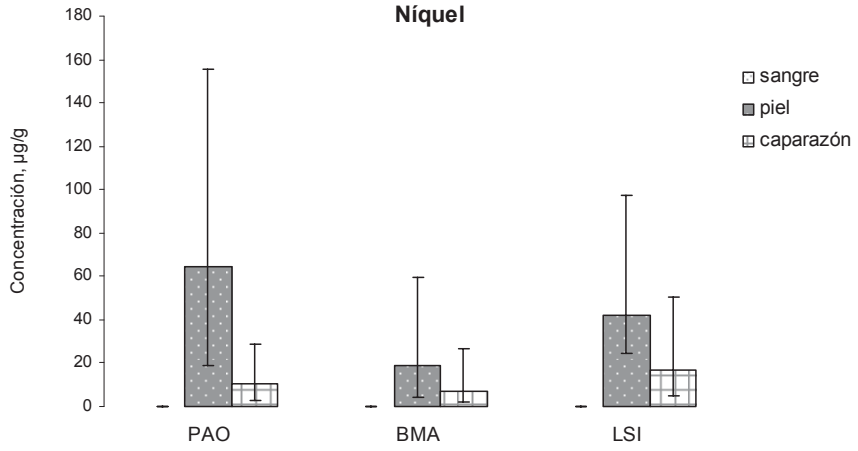


Figura 6. Concentraciones de níquel (Ni, µg/g) en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

En la localidad de PAO se observó el nivel más alto de Zn en piel con mediana de 12.91 µg/g e intervalo de 4.25 µg/g a 25 µg/g, y un nivel semejante en sangre con mediana de 12.34 µg/g y rango de 11.64 µg/g a 14.19 µg/g. BMA muestra el nivel mayor en sangre en comparación con piel y caparazón con mediana de 12.61 µg/g y rango de 11.14 µg/g a 16.27 µg/g. LSI muestra concentraciones mayores en sangre con respecto a piel y caparazón con mediana de de 11.78 µg/g y rango de 8.27 µg/g a 13.61 µg/g (Fig. 7).

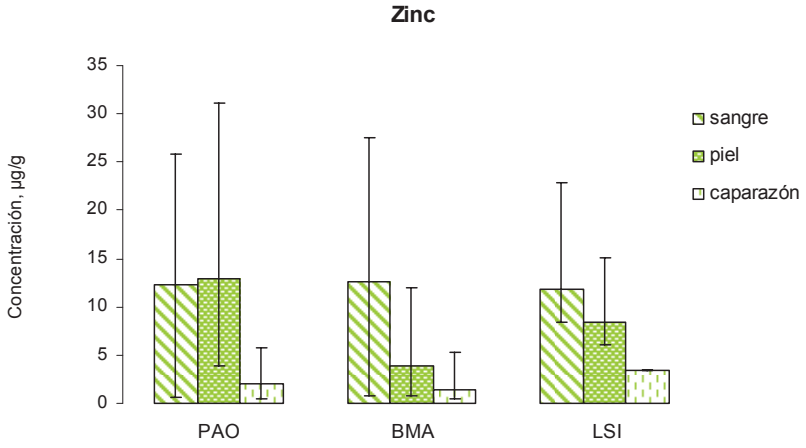


Figura 7. Concentraciones de zinc (Zn, µg/g) en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Las concentraciones observadas en Sr son mayores en piel en comparación con sangre y caparazón en las tres localidades. PAO mostró una mediana en piel de 1.61 µg/g y un rango de 0.53 µg/g a 3.12 µg/g, que también es la concentración mayor con respecto a BMA y LSI. Así mismo sangre, muestra los niveles más altos en PAO con una mediana de 0.35 µg/g y valor mínimo no detectable y un máximo de 0.45 µg/g. En LSI se observa el nivel mayor en caparazón con una mediana de 0.42 µg/g y un rango de 0.25 µg/g a 1.04 µg/g (Fig. 8).

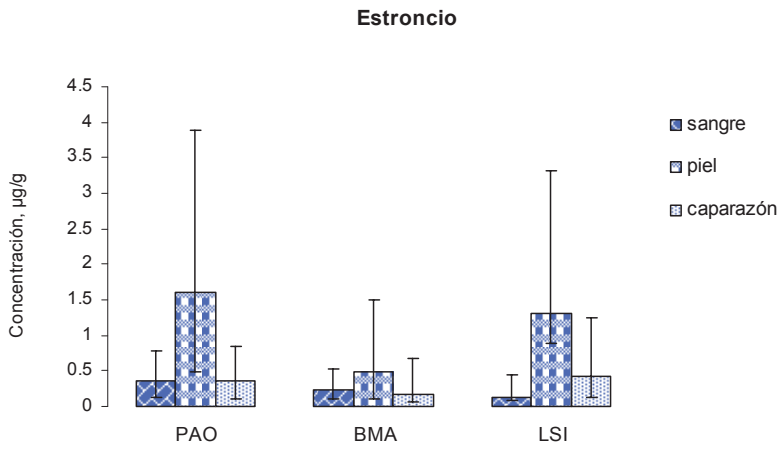


Figura 8. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en sangre, piel y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

8.1.1. Concentración de metales en sangre y caparazón

Se analizaron muestras de sangre y caparazón provenientes de las localidades de Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y el Pardito (EPA) en el 2005.

En PAO las concentraciones de Cd, Fe y Zn fueron mayores en sangre. Las muestras de caparazón presentaron niveles más altos en Sr, Ni y Ca; existiendo diferencias significativas en las concentraciones de los seis metales evaluados en sangre con respecto a caparazón (p=0.000).

En la localidad de BMA las concentraciones mayores de Sr, Fe, Zn, Ni y Ca fueron registradas en caparazón, mientras que Cd fue mayor en sangre. Se distinguieron diferencias significativas entre las concentraciones de sangre con respecto a caparazón, Cd (p=0.013), Sr (p=0.02), Ni (p=0.018), Ca (p=0.02). En Fe y Zn no existieron diferencias entre tejidos.

La localidad de EPA mostró concentraciones mayores en sangre con respecto a caparazón en Cd, Fe y Zn. Las muestras de caparazón presentaron las mayores concentraciones de Sr, Ni y Ca con respecto a los demás tejidos, distinguiéndose diferencias significativas entre sangre y caparazón en los elementos Cd (p=0.002), Fe, Zn, Ni y Ca (p=0.003). Estroncio no mostró diferencia significativa (Tabla III).

Tabla III. Concentración de metales pesados en sangre y caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2005.

		Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO	**Sangre** ***(n=21)***	0.072 [a] (0.038-0.105)	nd [a] (nd-0.478)	375.948 [a] (257-520)	14.107 [a] (10.424-19.907)	nd [a] (nd-0.013)	73.186 [a] (38.775-126)
	Caparazón ***(n=21)***	nd [b] (nd-782)	30.531 [b] (0.416-180)	115.385 [b] (6.777-3861)	2.222 [b] (1.204-450)	9.901 [b] (0.393-111)	2385.467 [b] (475-9400) *(n=20)*
BMA	**Sangre** ***(n=4)***	0.03 [a] (0.016-0.043)	0.025 [a] (nd-0.116)	282.152 [a] (232-313)	12.625 [a] (10.975-15.168)	nd [a] (nd-0.041)	61.938 [a] (42.324-70.728)
	Caparazón ***(n=4)***	nd [b]	11.979 [b] (0.260-42.757)	562.483 [a] (74.065-962)	49.333 [a] (2.083-163)	9.881 [b] (4.444-25)	1648.724 [b] (160-6387)
EPA	**Sangre** ***(n=6)***	0.1083 [a] (0.029-0.191)	0.222 [a] (0.123-0.383)	316.953 [a] (249-367)	10.862 [a] (8.396-12.839)	0.036 [a] (0.017-0.052)	35.088 [a] (29.616-41.731)
	Caparazón ***(n=6)***	nd [b]	3.2347 [a] (0.069-21.875)	72.794 [b] (20.833-198)	1.454 [b] (0.558-3.226)	7.273 [b] (2.793-16.129)	979.320 [b] (181-1824)

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras indican diferencias significativa $p<0.05$
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
EPA= El Pardito

En PAO sangre muestra la mayor concentración de Fe con una mediana de 375 µg/g e intervalo de 257 µg/g a 520 µg/g en comparación con caparazón. En BMA la mayor concentración se observó en caparazón con mediana de 562 µg/g y rango de 74.06 µg/g a 962 µg/g en comparación a sangre. Para EPA la concentración mayor fue en sangre con una mediana de 316.95 µg/g y rango de 249 µg/g a 367 µg/g con respecto a caparazón (Fig. 9).

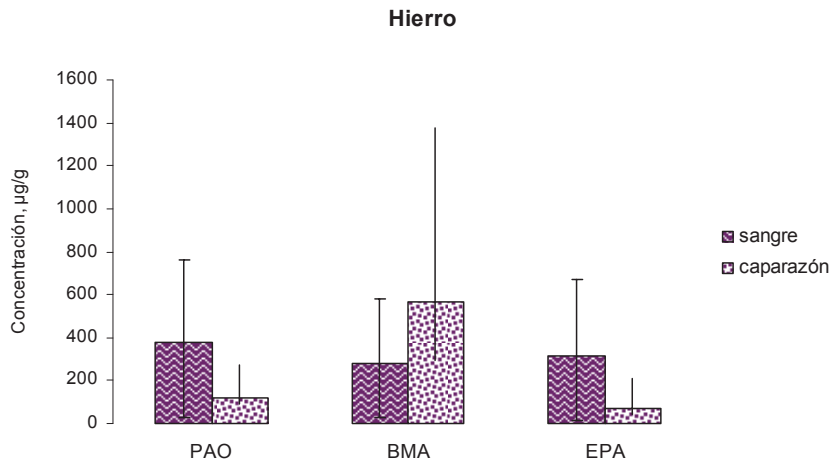


Figura 9. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

Las concentraciones de Ca son mayores en caparazón con respecto a las observadas en sangre en las tres localidades. En PAO, se observó una mayor concentración de Ca en sangre y en caparazón con respecto a BMA y a LSI, al tener en sangre una mediana de 73.18 µg/g e intervalo de 38.77 µg/g a 126 µg/g y caparazón con mediana de 2385 µg/g y rango de 475 µg/g a 9400 µg/g (Fig. 10).

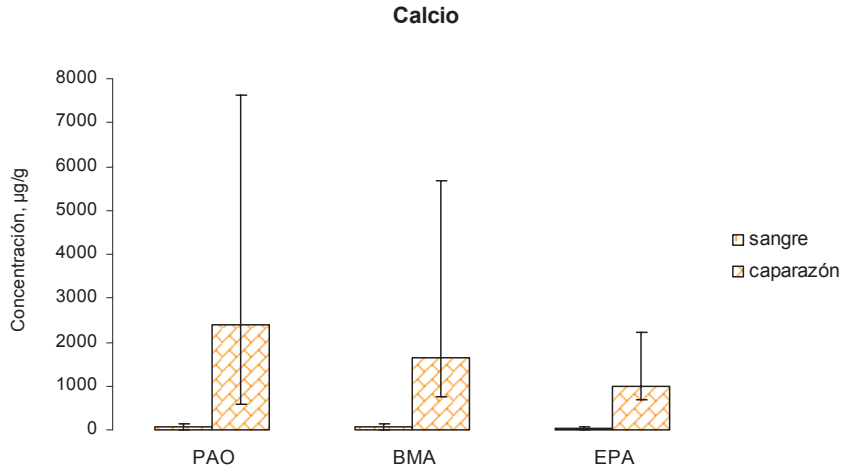


Figura 10. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

En PAO se observó la mayor concentración de Zn en sangre con respecto al caparazón, al tener una mediana de 14.10 µg/g con un intervalo de 10.42 µg/g a 19.90 µg/g. BMA presentó la mayor concentración en caparazón en comparación con sangre, con una mediana de 49.33 µg/g, siendo el intervalo de 2.08 µg/g a 163 µg/g. En EPA se observó el nivel más alto en sangre con respecto a caparazón, con mediana de 10.86 µg/g y rango de 8.39 µg/g a 12.83 µg/g (Fig. 11).

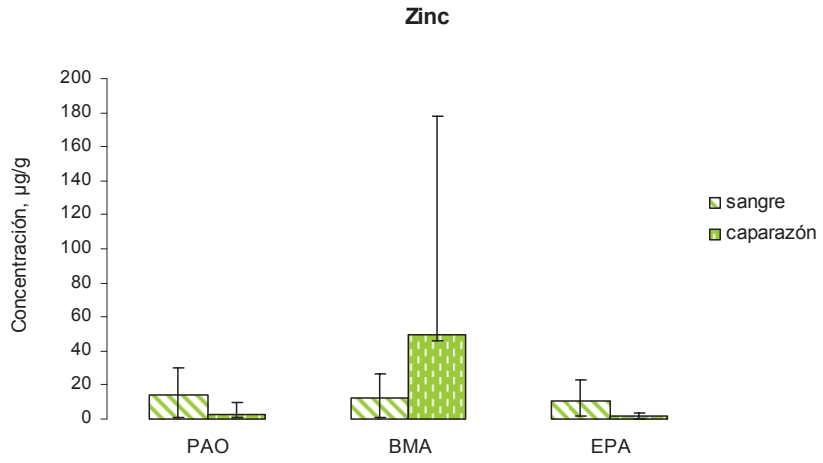


Figura 11. Concentraciones de zinc (Zn, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

Con respecto a Sr, las mayores concentraciones fueron registradas en el caparazón de las tres localidades en comparación con sangre. En PAO se observó los mayores niveles de Sr en caparazón con una mediana de 30.53 µg/g e intervalo de 0.41 µg/g a 180 µg/g. El nivel más alto en sangre se obtuvo en EPA con una mediana de 0.22 µg/g y rango de 0.12 µg/g a 0.38 µg/g (Fig. 12).

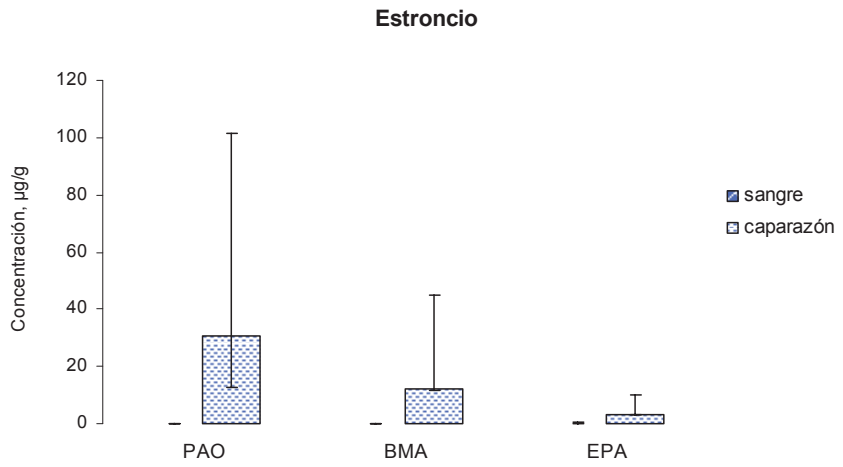


Figura 12. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

Para Ni se detectaron las máximas concentraciones en caparazón con respecto a la sangre en las tres localidades. PAO mostró el nivel más elevado de Ni en caparazón con mediana de 9.90 µg/g e intervalo de 0.39 µg/g a 111 µg/g. En sangre al realizar el análisis la mayor parte de muestras fueron no detectables. Sin embargo, la localidad que presentó un mayor nivel fue EPA con una mediana de 0.036 µg/g e intervalo de 0.01 µg/g a 0.052 µg/g (Fig. 13).

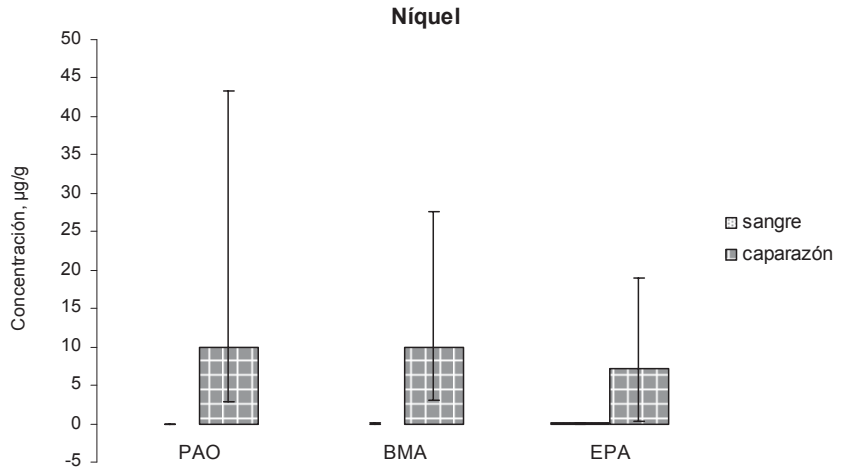


Figura 13. Concentraciones de níquel (Ni, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

En el caso particular de Cd, los mayores niveles se registraron en sangre con respecto al caparazón. Se observó en EPA la concentración mayor con mediana de 0.10 µg/g y rango de 0.02 µg/g a 0.19 µg/g (Fig. 14). Por otro lado, el análisis de caparazón arrojó datos en su mayoría no detectables. Sin embargo, para la localidad de PAO se registra un valor máximo de 782 µg/g.

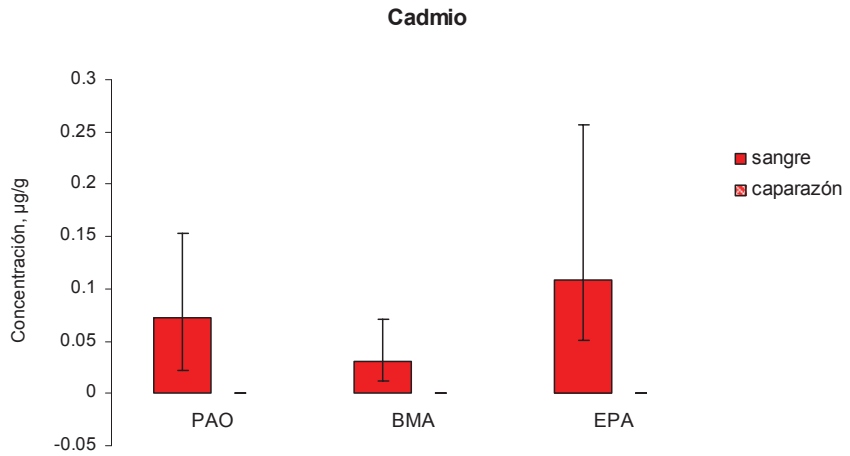


Figura 14. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

En el análisis de tejidos de tortuga negra en las localidades de Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y Laguna San Ignacio (LSI) en 2006, se observó para PAO concentraciones mayores de Fe y Zn en sangre, mostrando diferencia significativa con caparazón Fe (p=0.016) y Zn (p=0.003). En el caparazón se registraron las mayores concentraciones de Cd, Sr, Ni y Ca. Cadmio y Sr no mostraron diferencias significativas entre sangre y caparazón. Las concentraciones de Ni y Ca fueron diferentes en caparazón con respecto a sangre, Ni (p=0.003) y Ca (p=0.037).

La localidad de BMA mostró concentraciones mayores de Sr, Fe y Zn en sangre con respecto a caparazón que mostró los niveles mayores en Cd, Ni y Ca. Se distinguieron diferencias significativas entre los tejidos para los elementos Fe y Zn (p=0.000), en Ni (p=0.000) y en Ca (p=0.011).

En la localidad de LSI se observó que las concentraciones de Fe y Zn en sangre fueron las más atas. En caparazón se observaron las mayores concentraciones de Cd, Sr, Ni y Ca. Se detectaron diferencias significativas en Sr (p=0.004), Zn, Ni y Ca (p=0.000) mientras que Cd y Fe no mostraron diferencias (Tabla IV).

Tabla IV. Concentración de metales pesados en sangre y caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006.

		Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO	**Sangre *(n=6)***	0.046 [a] (0.034-0.054)	0.356 [a] (nd-0.45)	325.705 [a] (191-355)	12.341 [a] (11.648-14.197)	nd [a] (nd-0.045)	47.162 [a] (nd-96.248)
	Caparazón *(n=6)*	1.018 [a] (nd-571)	0.365 [a] (0.195-1.173)	101.579 [b] (55.555-318)	2.075 [b] (0.493-3.846)	10.376 [b] (2.469-19.231)	896.578 [b] (38.086-3544)
BMA	**Sangre *(n=8)***	0.017 [a] (0.011-0.048)	0.234 [a] (0.035-0.381)	299.726 [a] (276-330)	12.614 [a] (1.142-16.271)	0.004 [a] (nd-0.015)	60.447 [a] (41.512-89.803)
	Caparazón *(n=8)*	1.323 [a] (nd-1041)	0.167 [a] (0.095-0.543)	20.109 [b] (11.406-195)	1.340 [b] (0.760-4.348)	6.703 [b] (3.802-21.739)	325.777 [b] (58.650-4415)
LSI	**Sangre *(n=10)***	0.046 [a] (0.023-0.126)	0.137 [a] (0.006-0.376)	317.883 [a] (280-401)	11.78 [a] (8.273-13.619)	0.023 [a] (nd-1.907)	35.747 [a] (25.115-45.263)
	Caparazón *(n=10)*	27.84 [a] (nd-940)	0.422 [b] (0.25-1.042)	256.808 [a] (0.275-2099)	3.373 [b] (2-8.333)	16.865 [b] (10-41.667)	2159.021 [b] (1098-5615)

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
LSI= Laguna San Ignacio

Las concentraciones de Fe en sangre fueron mayores en las tres localidades en comparación con las observadas en caparazón. En PAO se registraron las mayores concentraciones en sangre, siendo la mediana de 325 µg/g con un intervalo de 191 µg/g a 355 µg/g, seguido por LSI y por último BMA. El nivel más elevado de Fe en caparazón se presentó en LSI con mediana de 256 µg/g e intervalo de 0.27 µg/g a 2099 µg/g, seguido por PAO y por último BMA (Fig. 15).

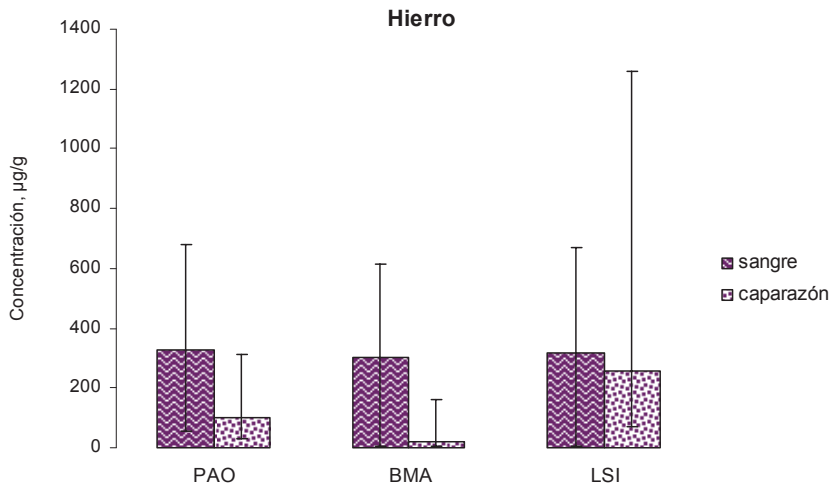


Figura 15. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Las concentraciones de Ca fueron mayores en caparazón en comparación a sangre de las tres localidades. En LSI se observó el mayor nivel en la concentración de Ca en caparazón, siendo la mediana de 2159 µg/g con un intervalo de 1098 µg/g a 5615 µg/g. En sangre se observó el nivel más alto en BMA con una mediana de 60.44 µg/g e intervalo de 41.51 µg/g a 89.80 µg/g (Fig. 16).

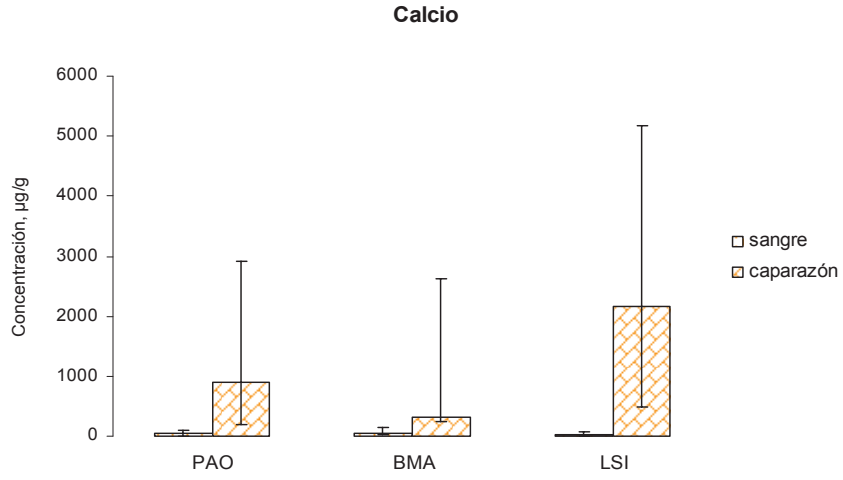


Figura 16. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Para Zn, los mayores niveles se observaron en sangre con respecto al caparazón de las tres localidades. La mayor concentración se detectó en BMA con una mediana de 12.61 µg/g, seguida por PAO 12.34 µg/g y LSI 11.78 µg/g. El caparazón mostró el nivel más alto de Zn en LSI con una mediana de 3.37 µg/g y un intervalo de 2 µg/g a 8.33 µg/g (Fig. 17).

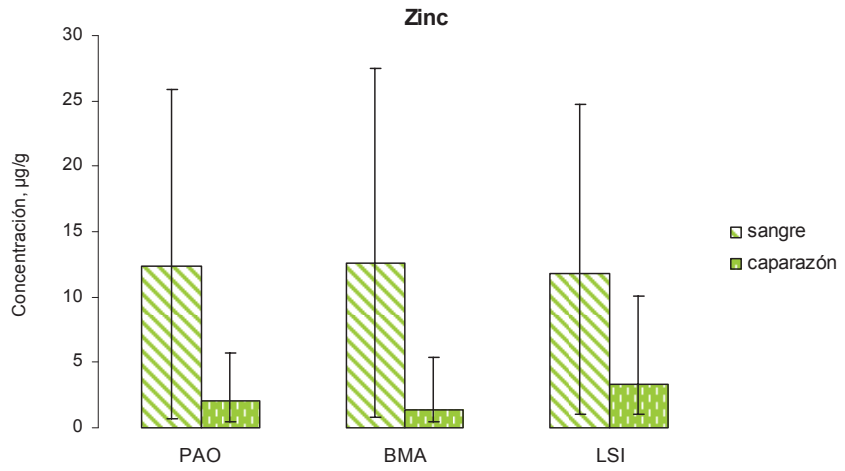


Figura 17. Concentraciones de zinc (Zn, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Estroncio en caparazón fue mayor en PAO con respecto a sangre con una mediana de 0.36 µg/g e intervalo de 0.18 µg/g a 1.17 µg/g. En BMA se observó la mayor concentración de Sr en sangre con respecto al caparazón, con una mediana de 0.23 µg/g e intervalo de 0.03 µg/g a 0.38 µg/g. En LSI se observó la mayor concentración de Sr en caparazón en comparación con sangre presentando una mediana de 0.42 µg/g con un valor mínimo de 0.25 µg/g y un máximo de 1.04 µg/g (Fig. 18).

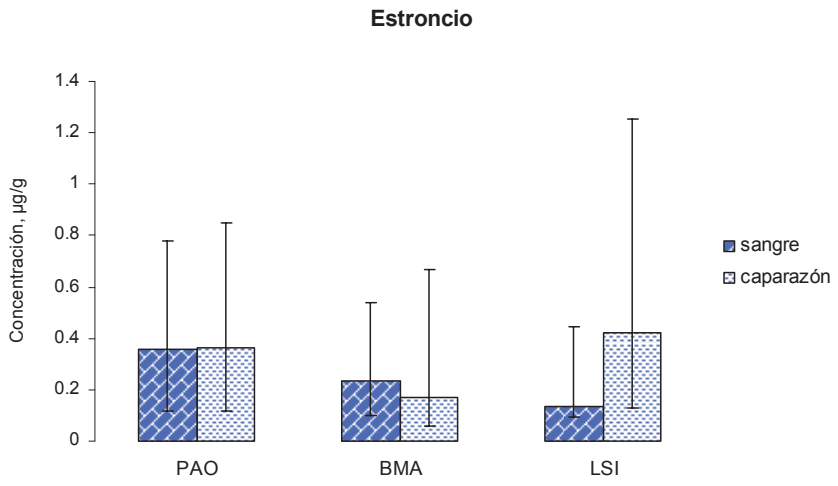


Figura 18. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Para Cd los mayores niveles se detectaron en caparazón con respecto a sangre de las tres localidades. En LSI se observó la mayor concentración de Cd en caparazón, siendo la mediana de 27.84 µg/g y el intervalo con valores no detectable hasta de 940 µg/g. En sangre se observo la máxima concentración de Cd por igual en PAO y LSI con medianas de 0.04 µg/g; sin embargo, difieren en su rango que para PAO fue de 0.03 µg/g a 0.05 µg/g y en LSI de 0.02 µg/g a 0.12 µg/g (Fig. 19).

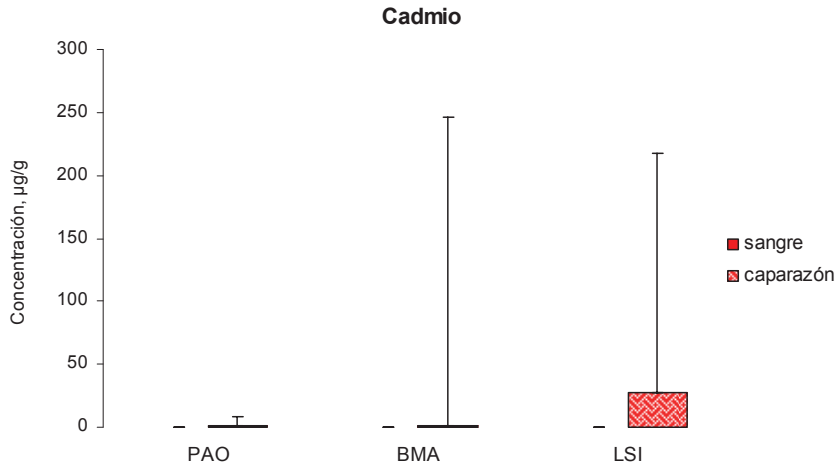


Figura 19. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Las concentraciones de Ni fueron mayores en caparazón con respecto a sangre de las tres localidades. La localidad que mostró el mayor nivel de Ni para ambos tejidos fue LSI. En caparazón presentó una mediana de 16.86 µg/g con un intervalo de 10 µg/g a 41.66 µg/g, y en sangre mediana de 0.02 µg/g con intervalo que va desde valor no detectable a 1.90 µg/g (Fig. 20).

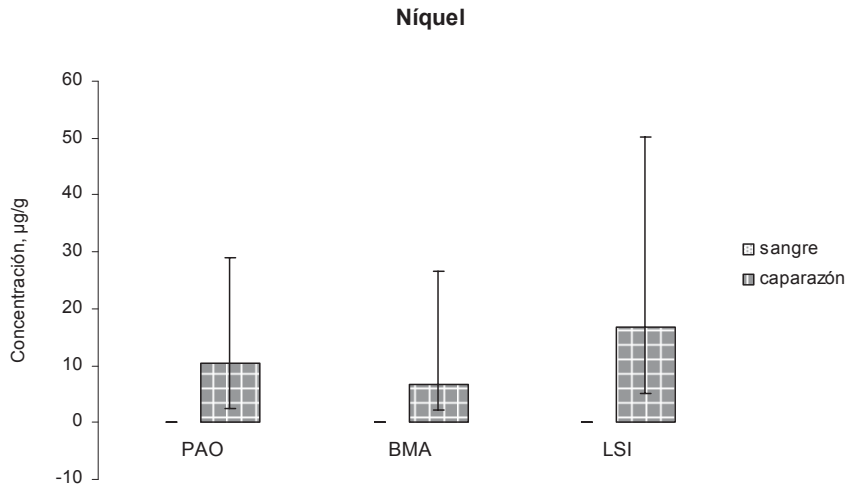


Figura 20. Concentraciones de níquel (Ni, µg/g) en sangre y caparazón de tortuga negra en tres zonas en Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

8.1.2. Concentraciones de metales en sangre

Se compararon las concentraciones de metales en sangre entre años de muestreo (2005-2006), en las localidades de Punta abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA), El Pardito (EPA) y Laguna San Ignacio (LSI). Los resultados indican diferencias significativas de Cd y Sr (p= 0.000), Zn (p= 0.031) y Ni (p= 0.003) entre años. Las concentraciones observadas de Fe y Ca no mostraron diferencias significativas.

En la tabla V se muestran las diferencias significativas entre localidades por cada metal evaluado. Cadmio mostró diferencias significativas entre PAO y BMA (p=0.000) así como BMA con EPA (p=0.000). Estroncio mostró diferencia significativa entre PAO y EPA (p= 0.004). Hierro distinguió diferencias entre PAO y BMA (p= 0.031). Zinc en PAO fue diferente a LSI y EPA (p= 0.001). Níquel fue diferente significativamente en PAO con respecto a LSI y EPA (p= 0.000). Calcio mostró en PAO diferencias con LSI

y EPA (p= 0.001). BMA fue diferente a LSI y EPA (p= 0.001). En orden descendente las concentraciones de los metales fueron: Fe>Ca>Zn>Cd>Sr>Ni.

Tabla V. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur en años de muestreo (2005-2006).

	Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO ***(n=42)***	0.059 [a] (0.008-0.117)	nd [a] (nd-0.477)	359.1855 [a] (109-520)	13.818 [a] (0.463-19.906)	nd [a] (nd-0.044)	68.0408 [a] (nd-129) *(n=41)*
BMA ***(n=14)***	0.0246 [b] (0.011-0.048)	0.1229 [a b] (nd-0.380)	297.7871 [b] (232-410)	13.0491 [a b] (10.976-18.554)	nd [a b] (nd-0.041)	69.7069 [a] (41.512-157)
LSI ***(n=10)***	0.046 [a b] (0.023-0.126)	0.1372 [a b] (0.006-0.376)	317.8833 [a b] (280-401)	11.7804 [b] (8.273-13.619)	0.0229 [b] (nd-1.907)	35.7466 [b] (25.114-45.263)
EPA ***(n=6)***	0.1083 [a] (0.029-0.190)	0.2223 [b] (0.123-0.383)	316.9534 [a b] (249-367)	10.8623 [b] (8.396-12.838)	0.0362 [b] (0.017-0.051)	35.0885 [b] 29.616-41.731)
Total	**0.051 (0.008-0.191)**	**0.0496 (nd-0.477)**	**326.4602 (109-520)**	**13.1099 (0.463-19.906)**	**nd (nd-1.907)**	**55.1896 (nd-157)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
EPA= El Pardito
LSI= Laguna San Ignacio

Los niveles más altos de Fe fueron registrados en PAO con una mediana de 359 µg/g, seguida de LSI con mediana de 317 µg/g, EPA 316 µg/g y por último BMA con mediana de 297 µg/g (Fig. 21).

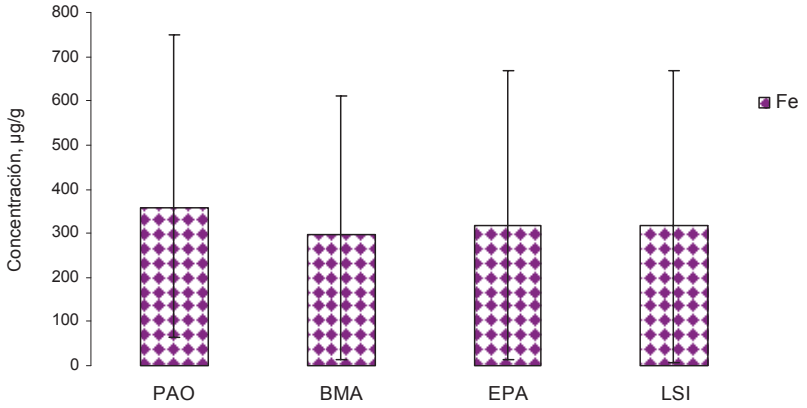


Figura 21. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

Las concentraciones de Ca fueron mayores en BMA con mediana de 69.70 µg/g, PAO muestra una mediana de 68.04 µg/g. LSI y EPA arrojan niveles semejantes 35.74 µg/g y 35.08, respectivamente. Zinc mostró la concentración mayor en PAO con mediana de 13.81 µg/g, BMA mediana de 13.04 µg/g, LSI presentó mediana de 11.78 µg/g y el menor nivel se observó en EPA con una mediana de 10.86 µg/g (Fig. 22).

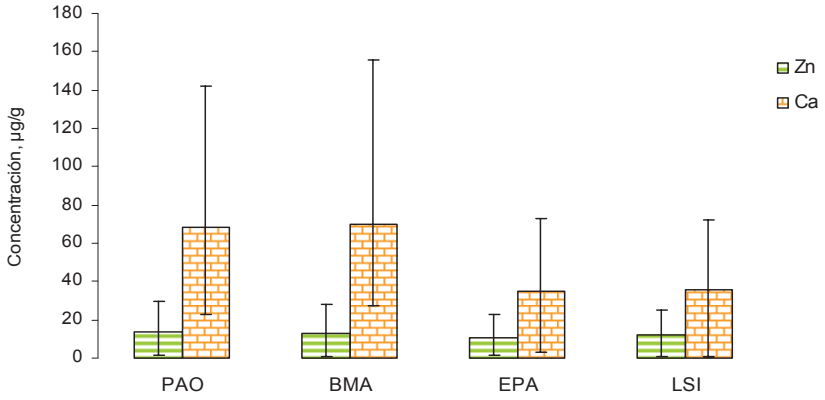


Figura 22. Concentraciones de zinc y calcio (Zn, µg/g; Ca, µg/g) en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

En EPA se observaron las máximas concentraciones de Cd, Sr y Ni con medianas de 0.10 µg/g, 0.22 µg/g y 0.03 µg/g, respectivamente (Fig. 23). Las medianas de Cd

descienden en el siguiente orden: PAO mediana de 0.05 µg/g; LSI mediana de 0.04 µg/g, y BMA una mediana de 0.02 µg/g. Estroncio mostró en LSI el segundo nivel mayor con una mediana de 0.13 µg/g, seguido por BMA con mediana de 0.12 µg/g. En el caso de PAO no se detectó mediana; sin embargo, se registró el valor máximo de 0.47 µg/g. Para Ni el nivel más alto después de EPA se encontró en LSI con mediana de 0.02 µg/g. PAO y BMA no muestran medianas detectables para Ni, sin embargo, los datos mayores registrados son 0.044 µg/g y 0.041 µg/g, respectivamente.

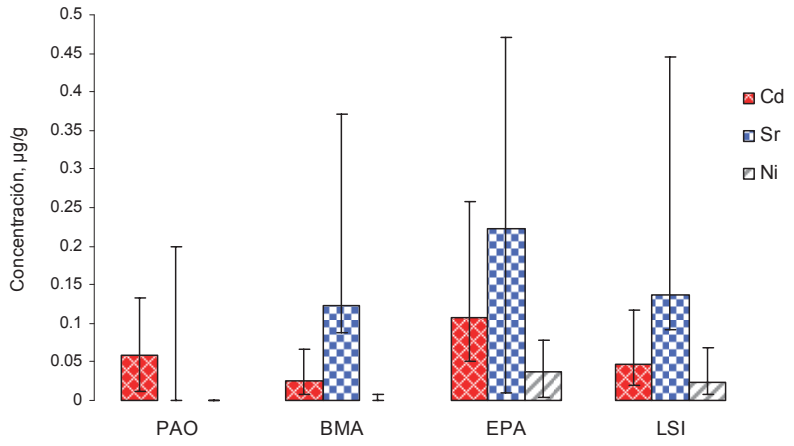


Figura 23. Concentraciones de cadmio, estroncio y níquel (Cd, µg/g; Ca, µg/g; Ni, µg/g) en sangre de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

En los muestreos realizados durante el 2005 en Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y el Pardito (EPA), se observó que las concentraciones mayores de Fe y Zn en sangre las presentó PAO. Se distinguieron diferencias significativas en las concentraciones de Zn en PAO con respecto a EPA (p= 0.005). La máxima concentración de Ca fue registrada en BMA. Las concentraciones de Cd, Sr y Ni fueron mayores en EPA. Se observó que Sr en EPA es diferente a PAO (p= 0.000). Las concentraciones menores de Cd, Sr y Ni las presentó PAO. Se observan diferencias significativas de Cd en PAO con respecto a BMA (p= 0.000). BMA difiere significativamente en las concentraciones de Cd con respecto a EPA (p= 0.000). Níquel presentó diferencias entre PAO y EPA (p= 0.000) y BMA con EPA (p= 0.000). Las concentraciones de Zn y Ca fueron menores en EPA, observándose diferencias en las concentraciones de Ca en EPA con respecto a PAO y BMA (p= 0.005). Para Fe la

mínima concentración fue observada en BMA. Sin embargo, las concentraciones observadas de Fe no mostraron diferencias significativas (Tabla VI). La magnitud de las concentraciones van en orden descendente Fe>Ca>Zn>Cd>Sr>Ni.

Tabla VI. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2005.

	Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO ***(n=33)***	0.0654 [a] (0.035-0.117)	nd [a] (nd-0.478)	371.7376 [a] (131-520)	14.4114 [a] (8.183-19.906)	nd [a] (nd-0.013)	69.0869 [a] (19.612-126) *(n=32)*
BMA ***(n=6)***	0.035 [b] (0.016-0.043)	0.0246 [a b] (nd-0.116)	290.0938 [a] (232-410)	13.6553 [a b] (10.976-18.554)	nd [a] (nd-0.041)	69.7069 [a] (42.324-157)
EPA ***(n=6)***	0.1083 [a] (0.029-0.190)	0.2223 [b] (0.123-0.383)	316.9534 [a] (249-367)	10.8623 [b] (8.396-12.838)	0.0362 [b] (0.017-0.051)	35.0885 [b] 29.616-41.731)
Total	**0.0641 (0.016-0.191)**	**nd (nd-0.478)**	**353.5848 (131-520)**	**13.4153 (8.183-19.906)**	**nd (nd-0.051)**	**67.5309 (19.612-157)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
EPA= El Pardito

En la figura 24 se muestra que el elemento Fe presentó un mayor nivel de concentración en la localidad de PAO con una mediana de 317 µg/g, seguido por EPA con mediana de 316 µg/g y BMA con mediana de 290 µg/g.

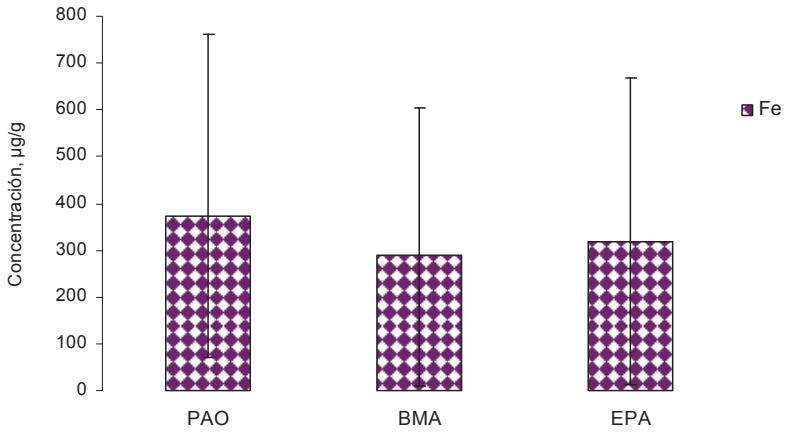


Figura 24. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

Los niveles mas altos de Zn fueron registrados en PAO con una mediana de 14.14 µg/g e intervalos de 8.18 µg/g a 19.90 µg/g. El menor nivel fue registrado en EPA con una mediana de 10.86 µg/g y un intervalo de 8.39 µg/g a 12.83 µg/g (Fig. 25). Las concentraciones de Ca fueron más altas en BMA con una mediana de 69.70 µg/g y un intervalo de 42.32 µg/g a 157 µg/g. El nivel mas bajo lo presentó EPA con una mediana de 35.08 µg/g e intervalo de 29.61 µg/g a 41.73 µg/g (Fig. 25).

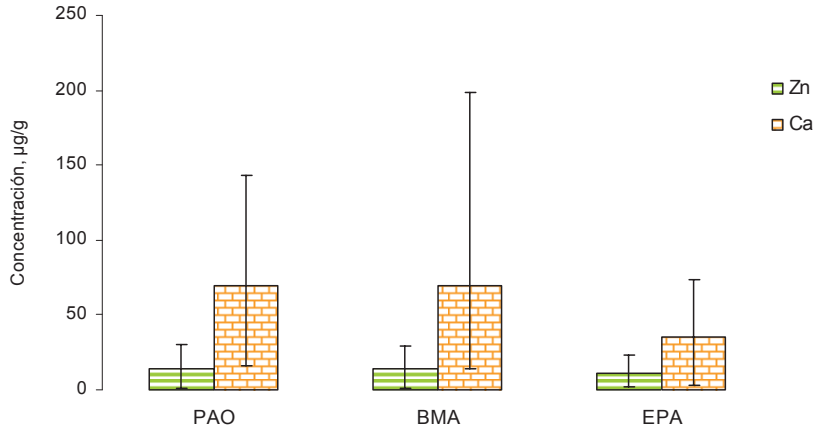


Figura 25. Concentraciones de zinc y calcio (Zn, µg/g; Ca, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

En EPA se observaron los niveles mas altos de Cd, Sr y Ni con medianas de 0.10 µg/g, 0.22 µg/g y 0.03 µg/g, respectivamente (Fig. 26). La concentración de Cd en PAO presentó una mediana de 0.06 µg/g. El nivel mas bajo de Cd fue observado en BMA con una mediana de 0.03 µg/g. Para Sr se observó en BMA una mediana de 0.02 µg/g. En PAO no se detectó mediana en las concentraciones de Sr; sin embargo, es la localidad que registró el mayor valor detectado (0.47 µg/g) de las tres zonas. Para Ni no se detecto mediana en PAO y BMA, sin embargo, se detectaron valores máximos de 0.01 µg/g y 0.04 µg/g, respectivamente (Fig. 26).

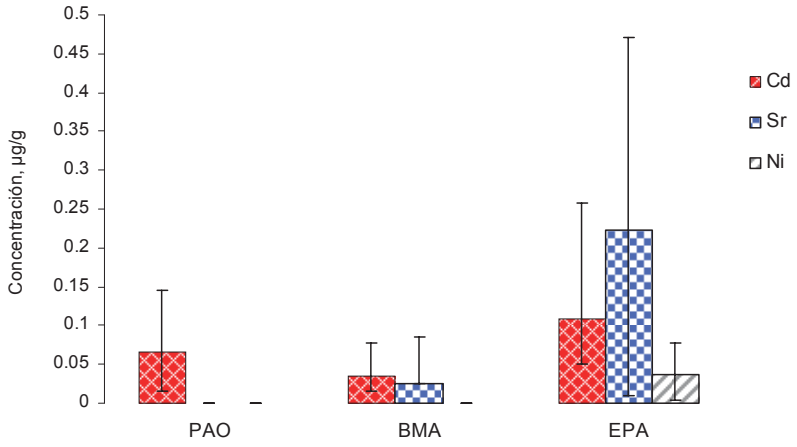


Figura 26. Concentraciones de cadmio, estroncio y níquel (Cd, µg/g; Sr, µg/g; Ni, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= El Pardito.

En los muestreos realizados en Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y Laguna San Ignacio (LSI) durante el 2006, se observaron diferencias significativas en las concentraciones de Ni en PAO con respecto a LSI (p= 0.039). Calcio en LSI fue diferente a PAO y BMA (p= 0.007). Las concentraciones de Cd, Sr, Fe y Zn no mostraron diferencias en las tres localidades (Tabla VII). Las concentraciones de metales en sangre van en un orden descendente Fe>Ca>Zn>Sr>Cd>Ni.

Tabla VII. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006.

	Cd	*Sr*	*Fe*	*Zn*	*Ni*	*Ca*
PAO	0.0433 [a]	0.3016 [a]	326.4125 [a]	12.9129 [a]	nd [a]	48.8993 [a]
(n=9)	(0.008-0.056)	(nd-0.450)	(109-462)	(0.463-17.263)	(nd-0.044)	(nd-129)
BMA	0.0171 [a]	0.2344 [a]	299.7264 [a]	12.6148 [a]	0.0043 [a b]	60.4477 [a]
(n=8)	(0.011-0.048)	(0.035-0.380)	(276-330)	(11.142-16.271)	(nd-0.015)	(41.512-89.803)
LSI	0.046 [a]	0.1372 [a]	317.8833 [a]	11.7804 [a]	0.0229 [b]	35.7466 [b]
(n=10)	(0.023-0.126)	(0.006-0.376)	(280-401)	(8.273-13.619)	(nd-1.907)	(25.114-45.263)
Total	**0.0424**	**0.2204**	**316.2387**	**12.1986**	**0.0067**	**42.0722**
	(0.008-0.126)	**(nd-0.450)**	**(109-462)**	**(0.463-17.263)**	**(nd-1.907)**	**(nd-129)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
LSI= Laguna San Ignacio

La localidad de PAO presentó el nivel más alto de Fe con mediana de 326 µg/g e intervalo de 109 µg/g a 462 µg/g, seguido por LSI con mediana de 317 µg/g y rango de 280 µg/g a 401 µg/g. El nivel más bajo se distinguió en BMA con una mediana de 299 µg/g e intervalo de 276 µg/g a 330 µg/g (Fig. 27).

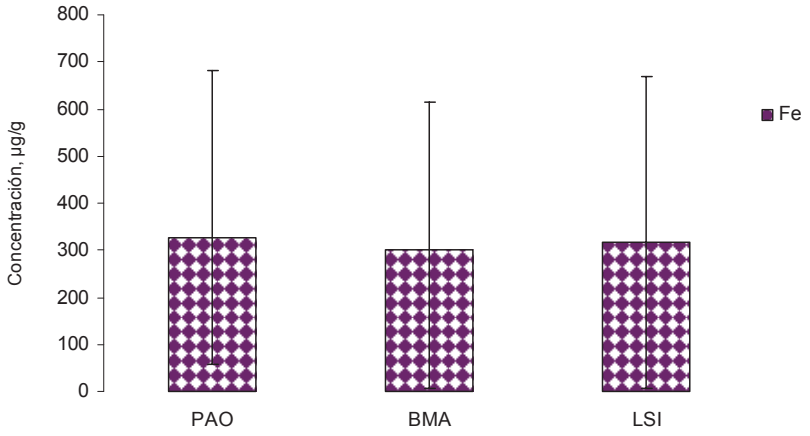


Figura 27. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

La concentración más alta de Ca fue registrada en BMA con una mediana de 60.44 µg/g e intervalo de 41.51 µg/g a 89.80 µg/g. La menor concentración de Ca la presentó LSI con mediana 35.74 µg/g e intervalo de 25.11 µg/g a 45.26 µg/g. (Fig. 28). Zinc mostró el nivel mayor en PAO con mediana de 12.91 µg/g e intervalo de 0.46 µg/g a 17.26 µg/g. El menor nivel de Zn se registró en LSI con mediana de 11.78 µg/g y rango de 8.27 µg/g a 13.61 µg/g (Fig. 28).

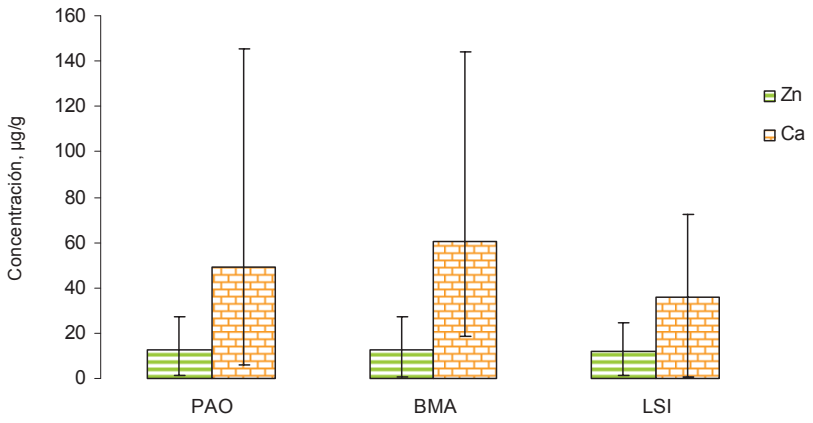


Figura 28. Concentraciones de zinc y calcio (Zn, µg/g; Ca, µg/g) en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

Estroncio presentó la mayor concentración en la localidad de PAO con mediana de 0.30 µg/g y valor mayor de muestreo de 0.45 µg/g, la concentración menor se observó en LSI con mediana de 0.13 µg/g y rango de 0.006 µg/g a 0.37 µg/g (Fig. 29). El nivel mayor de Cd lo presentó LSI con una mediana de 0.46 µg/g y rango de 0.02 µg/g a 0.12 µg/g, y el nivel menor se observó en BMA con una mediana de 0.01 µg/g e intervalo de 0.01 µg/g a 0.04 µg/g. Níquel mostró el nivel más alto en la localidad LSI con una mediana de 0.02 µg/g y rango de valor no detectado a 1.1 µg/g. La menor concentración fue registrada en PAO con un valor máximo detectado de 0.044 µg/g (Fig. 29).

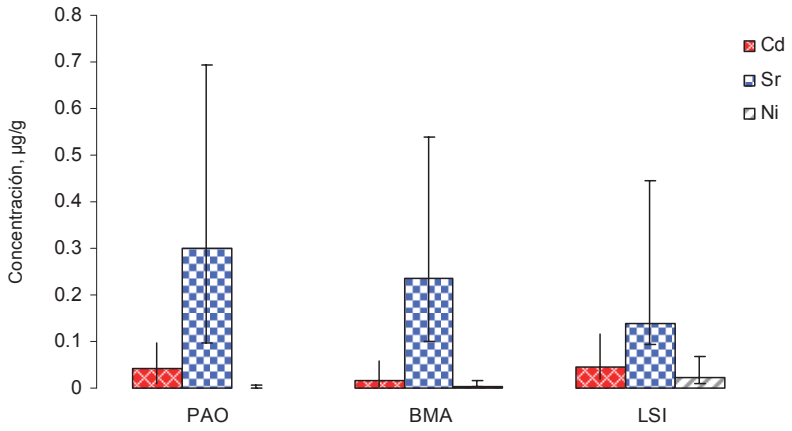


Figura 29. Concentraciones de cadmio, estroncio y níquel (Cd, µg/g; Sr, µg/g; Ni, µg/g) en sangre de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

8.1.3. Concentración de metales en piel

Los resultados de los muestreos en el 2006 en las localidades de Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y Laguna San Ignacio (LSI), indicaron diferencias significativas entre las concentraciones de Cd en PAO y LSI (p= 0.002). Los niveles de Hierro en BMA fue diferente con respecto a LSI (p= 0.018). En el caso de las concentraciones de Sr, Zn, Ni y Ca no mostraron diferencias significativas (Tabla VIII). La magnitud de las concentraciones en orden descendente de las cuatro zonas en conjunto fue: Ca>Fe>Ni>Zn>Ca>Sr.

Tabla VIII. Concentración de metales pesados en sangre de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006.

	Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO ***(n=7)***	58.012 [a] (nd-2098) *(n=9)*	1.563 [a] (0.532-3.125)	395.455 [a] (131-2043) *(n=5)*	12.500 [a] (4.255-25)	62.500 [a] (21.276-125)	2473.864 [a] (856-6831)
BMA *(n=8)*	24.557 [a b] (nd-240)	0.481 [a] (0.145-3.125)	97.13 [a] (40.540-1437)	3.852 [a] (1.162-25)	19.259 [a] (5.813-125)	1175.926 [a] (89.680-4220) *(n=7)*
LSI *(n=10)*	nd [b] (nd-54.195)	1.319 [a] (0.390-8.156)	997.013 [a b] (104-3989)	8.348 [a] (1.418-22.222)	41.739 [a] (7.092-111.111)	2164.894 [a] (801-7750) *(n=9)*
Total	**6.546 (nd-2098)**	**1.25 (0.145-8.156)**	**395.455 (40.540-3989)**	**8.696 (1.162-25)**	**43.478 (5.813-125)**	**1928.125 (89.680-7750)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa $p<0.05$
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
LSI= Laguna San Ignacio

La mayor concentración de Ca se registró en la localidad de PAO con una mediana de 2473 µg/g e intervalo de 856 µg/g 6831 µg/g. La menor concentración de Ca se observó en BMA con una mediana de 1175 µg/g e intervalo de 89.68 µg/g hasta 4220 µg/g (Fig. 30). La localidad que presentó la mayor concentración de Fe fue LSI con una mediana de 997 µg/g e intervalo de 104 µg/g a 3989 µg/g. La menor concentración de Fe la presentó BMA con mediana de 97.13 µg/g e intervalo de 40.54 µg/g a 1437 µg/g (Fig. 30).

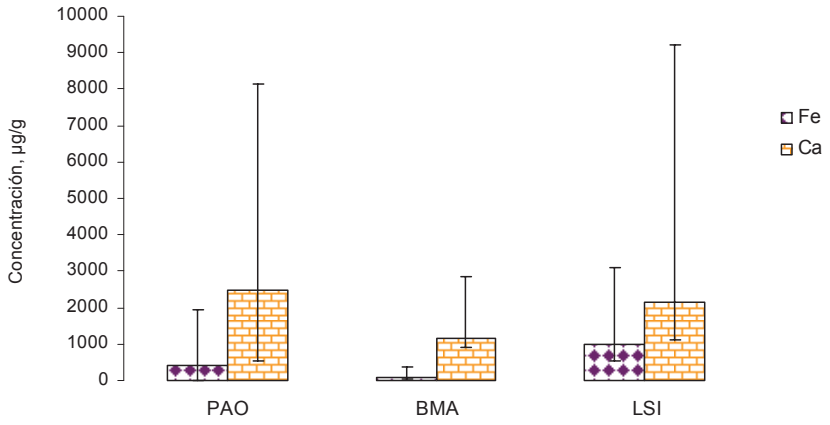


Figura 30. Concentraciones de hierro y calcio (Fe, µg/g; Ca, µg/g) en piel de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

La mayor concentración de Ni la presentó la localidad de PAO con mediana de 62.50 µg/g e intervalo de 21.27 µg/g a 125 µg/g. El menor valor fue registrado en la localidad de BMA con una mediana de 19.25 µg/g y rango de 5.81 µg/g a 125 µg/g (Fig. 31). El nivel más alto de Zn se encontró en PAO con mediana de 12.50 µg/g e intervalo de 4.25 µg/g a 25 µg/g. BMA presentó la menor concentración con una mediana de 3.85 µg/g e intervalo de 1.16 µg/g a 25 µg/g (Fig. 31). Cadmio mostró el nivel más alto en la localidad de PAO con mediana de 58.01 µg/g e intervalo desde valores no detectados hasta 2098 µg/g. El nivel mas bajo se registró en la localidad de LSI con mediana no detectable. Sin embargo, presentó un valor máximo de 54.19 µg/g (Fig. 31).

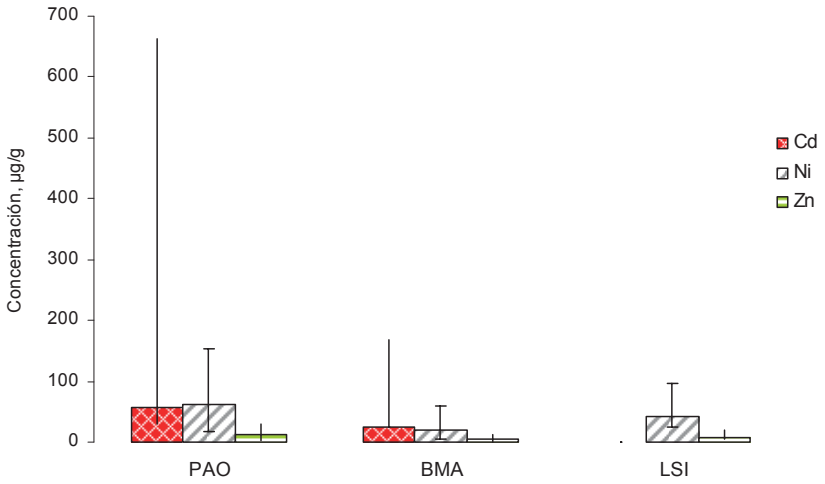


Figura 31. Concentraciones de cadmio, níquel y zinc (Cd, µg/g; Ni, µg/g; Zn, µg/g) en piel de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

En la localidad de PAO se observó la mayor concentración de Sr en piel con mediana de 1.56 µg/g e intervalo de 0.53 µg/g a 1.12 µg/g. BMA mostró la menor concentración con una mediana de 0.48 µg/g y rango de 0.14 µg/g a 3,12 µg/g (Fig. 32).

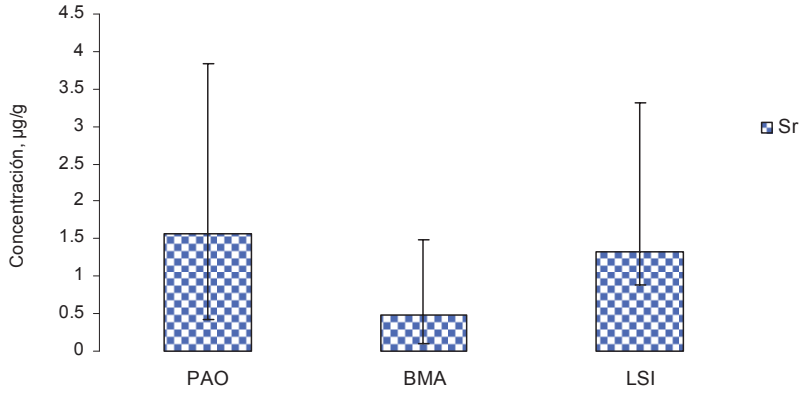


Figura 32. Concentraciones de estroncio (Sr, µg/g) en piel de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio

8.1.4. Concentración de metales en caparazón

La concentración de metales en caparazón de las cuatro localidades de estudio Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA), el Pardito (EPA) y Laguna San Ignacio (LSI) en los muestreos de 2005 y 2006, mostraron diferencias significativas entre años para Cd y Sr (p=0.000).

De las concentraciones observadas en las cuatro localidades sólo Sr mostró diferencias significativas en PAO con respecto a BMA y LSI (p= 0.001) y BMA diferente a LSI (p= 0.001) (Tabla IX). Las concentraciones de metales van en orden descendente Ca>Fe>Ni>Zn>Sr>Cd.

Tabla IX. Concentración de metales pesados en caparazón de tortuga negra en cuatro localidades de Baja California Sur en años de muestreo (2005-2006.)

	Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO ***(n=27)***	nd [a] (nd-2288) *(n=30)*	21.782 [a] (0.195-180.556)	115.385 [a] (6.777-3861)	2.151 [a] (0.493-450)	10 [a] (0.393-111.111)	2020.671 [a] (38.086-9400) *(n=26)*
BMA ***(n=12)***	nd [a] (nd-1041)	0.38 [b] (0.095-42.757)	107.033 [a] (11.406-962)	3.042 [a] (0.760-163)	8.519 [a] (3.802-25)	1070.119 [a] (58.650-6387)
EPA ***(n=6)***	nd [a]	3.2347 [b] (0.069-21.875)	72.7941 [a] (20.833-198)	1.4547 [a] (2.793-16.129)	7.2736 [a] (2.793-16.129)	979.3209 [a] (181-1824)
LSI ***(n=10)***	27.84 [a] (nd-940)	0.422 [a b] (0.25-1.042)	256.808 [a] (0.275-210)	3.373 [a] (2-8.333)	16.865 [a] (10-41.667)	2159.021 [a] (1098-5615)
Total	**nd (nd-2288)**	**0.833 (0.0698-180)**	**130.875 (0.274-3861)**	**2.326 (0.493-450)**	**10.753 (0.3933-111.111)**	**1889.045 (38.086-9400)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
EPA= El Pardito
LSI= Laguna San Ignacio

La mayor concentración de Ca se observó en la localidad de LSI con mediana de 2159 µg/g, seguida por PAO con mediana de 2020 µg/g, BMA muestra mediana de 1070 µg/g y por último en EPA se registró una mediana de 979 µg/g (Fig. 33).

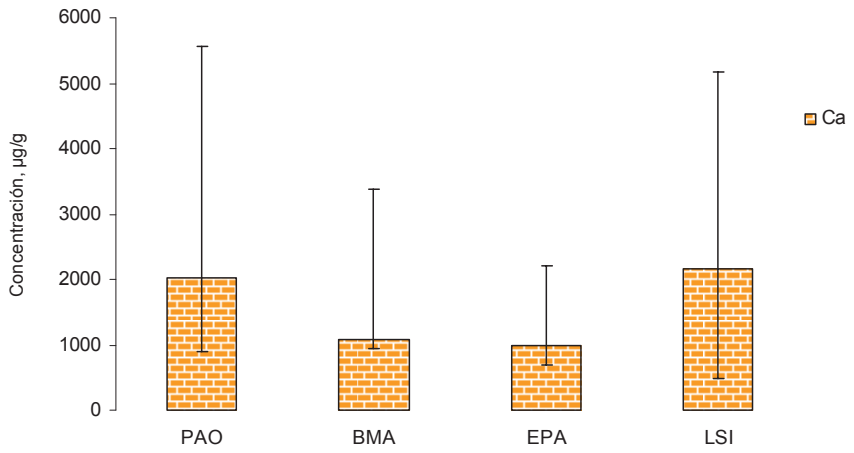


Figura 33. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

La localidad que mostró mayor concentración en Fe fue LSI con mediana de 256 µg/g, seguido por PAO con mediana de 115 µg/g, BMA con mediana de 107 µg/g, la localidad con menor nivel fue EPA con mediana de 72.79 µg/g (Fig. 34).

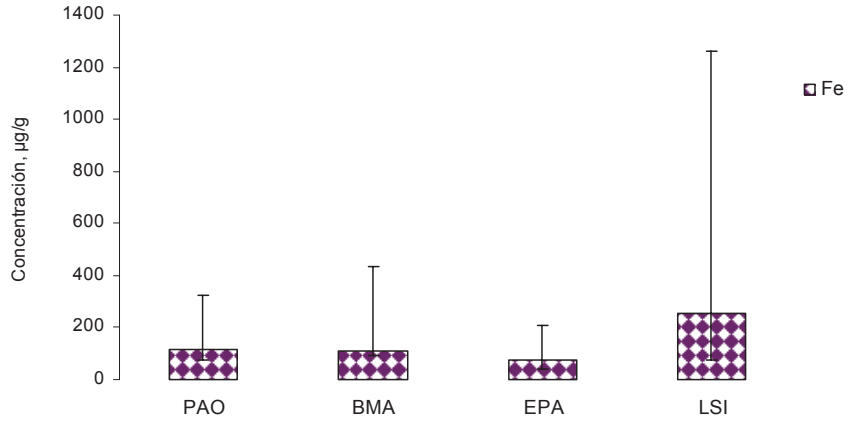


Figura 34. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

La localidad con mayor concentración de Sr fue PAO con mediana de 21.78 µg/g y la de menor BMA con una mediana de 0.38 µg/g. Zinc mostró el nivel más alto en LSI con mediana 3.37 µg/g. El nivel más bajo se registró en EPA con mediana de 1.45

µg/g. Para Ni la concentración mayor la presentó LSI con mediana de 16.86 µg/g, la menor concentración se observó en EPA con mediana de 7.27 µg/g (Fig. 35).

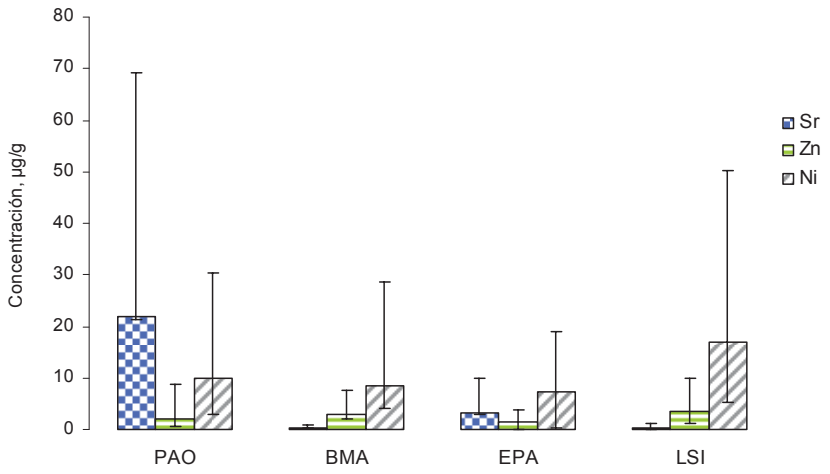


Figura 35. Concentraciones de estroncio, zinc y níquel (Sr, µg/g; Zn, µg/g; Ni, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

En cuanto a Cd, la mayor concentración se registró en LSI, siendo la mediana de 27.84 µg/g. En las tres localidades restantes se obtuvieron medianas no detectables. Sin embargo, en PAO y BMA fueron obtenidos valores de hasta 2288 µg/g y 1041 µg/g, respectivamente. EPA presenta valores no detectables (Fig. 36).

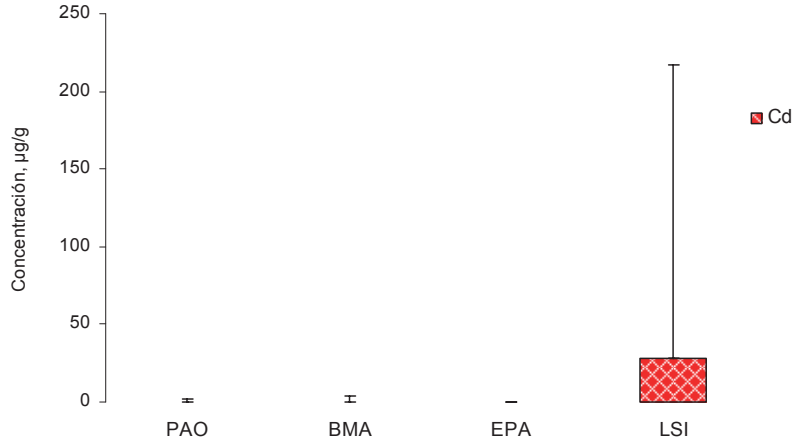


Figura 36. Concentraciones de cadmio (Cd, µg/g) en caparazón de tortuga negra de cuatro localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito; LSI= Laguna San Ignacio.

En los muestreos realizados en 2005 en las localidades de Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y el Pardito (EPA) se observaron diferencias significativas entre las concentraciones de Sr obtenidas en muestras de caparazón de PAO y EPA (p= 0.012). Las concentraciones de Zn en BMA mostraron diferencias con EPA (p= 0.039). Las concentraciones de Ca en PAO difieren con las concentraciones de EPA (p= 0.012) (Tabla X). La magnitud en orden descendente de las concentraciones de metales son: Ca>Fe>Sr>Ni>Zn>Cd.

Tabla X. Concentración de metales pesados en caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2005.

	Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
PAO ***(n=21)***	nd [a] (nd-782)	30.531 [a] (0.416-180)	115.385 [a] (6.777-3861)	2.222 [a] (1.204-450)	9.901 [a] (0.393-111.111)	2385.467 [a] (475-9400) ***(n=21)***
BMA ***(n=4)***	nd [a]	11.979 [a b] (0.260-42.757)	562.483 [a] (74.065-962)	49.333 [a] (2.083-163)	9.881 [a] (4.444-25)	1648.724 [a b] (160-6387)
EPA ***(n=6)***	nd [a]	3.2347 [b] (0.069-21.875)	72.7941 [a] (20.833-198)	1.4547 [a b] (0.558-3.226)	7.2736 [a] (2.793-16.129)	979.3209 [b] (181-1824)
Total	**nd (nd-782)**	**21.875 (0.069-180)**	**115.385 (6.777-3861)**	**2.222 (0.558-450)**	**9.346 (0.393-111.111)**	**1889.045 (160-9400)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
EPA= El Pardito

La mayor concentración de Ca se detectó en PAO, siendo la mediana de 2385 µg/g e intervalo de 475 µg/g hasta 9400 µg/g. El nivel más bajo se detectó en EPA con la mediana de 979 µg/g e intervalo de 181 µg/g a 1824 µg/g (Fig. 37).

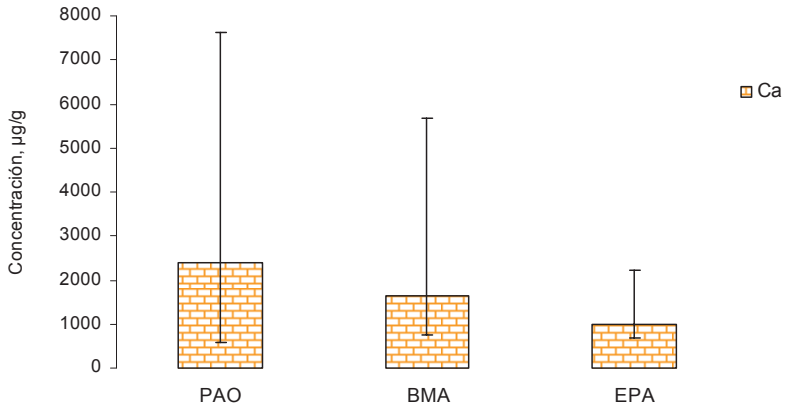


Figura 37. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito.

La concentración de Fe fue mayor en BMA con la mediana de 562 µg/g e intervalo de 74.06 µg/g a 962 µg/g. El menor nivel se observó en EPA con mediana de 72.79 µg/g y rango de 20.83 µg/g a 198 µg/g (Fig. 38).

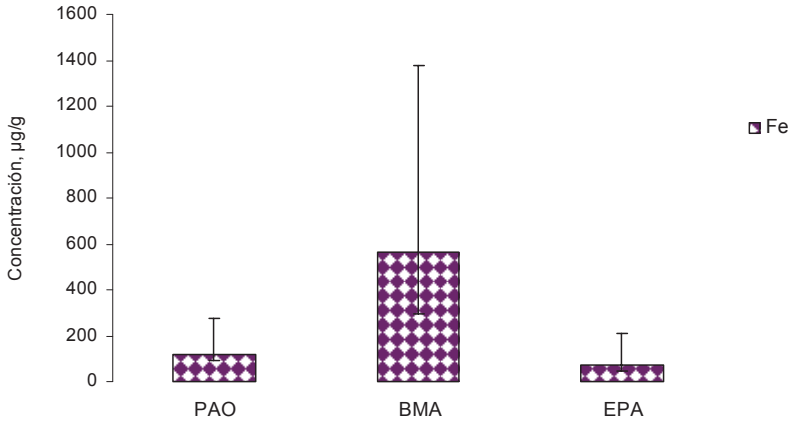


Figura 38. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito.

Estroncio presentó un nivel más alto en la localidad de PAO siendo la mediana de 30.53 µg/g e intervalo de 0.41 µg/g a 180 µg/g. El menor nivel de Sr fue detectado en EPA con mediana de 3.23 µg/g e intervalo de 0.06 µg/g a 21.87 (Fig. 39). Zinc mostró el nivel más alto en BMA, siendo la mediana de 49.33 µg/g y el intervalo de 2.08 µg/g a 163 µg/g. El nivel más bajo de Zn se distinguió en EPA con la mediana de 1.45 µg/g e intervalo de 2.79 µg/g a 16.12 µg/g (Fig. 39). En el caso de Ni la mayor concentración fue en PAO con mediana de 9.90 µg/g e intervalo de 0.39 µg/g a 111 µg/g, y la menor en EPA con mediana d 7.27 µg/g e intervalo de 2.79 µg/g a 16.12 µg/g (Fig. 39).

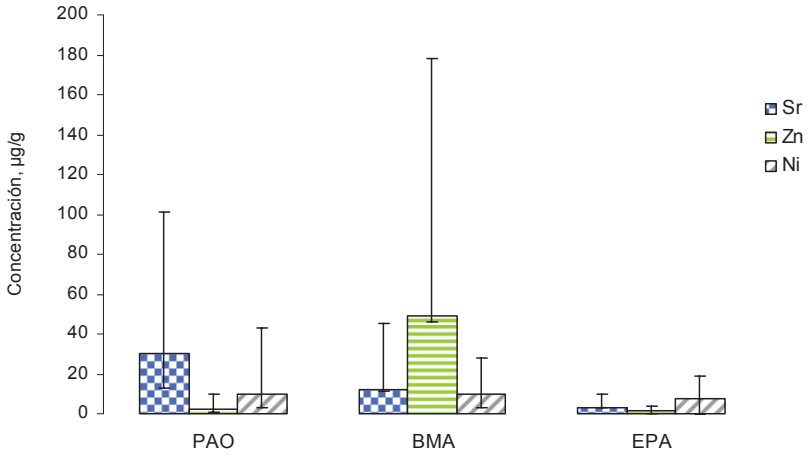


Figura 39. Concentraciones de estroncio, zinc y níquel (Sr, µg/g; Zn, µg/g; Ni, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; EPA= EL Pardito.

En las localidades de Punta Abreojos (PAO), Bahía Magdalena-Almejas (BMA) y Laguna San Ignacio (LSI) durante los muestreos de 2006 se observaron las mayores concentraciones en Cd, Sr, Fe, Zn, Ni y Ca para la localidad de LSI. Las menores concentraciones de los seis metales se registraron en BMA. Sin embargo, solo se distinguieron diferencias significativas en las concentraciones de Fe en BMA con respecto a LSI (p= 0.011) (Tabla XI). Las concentraciones van en orden descendente Ca>Fe>Ni>Cd>Zn>Sr.

Tabla XI. Concentración de metales pesados en caparazón de tortuga negra en tres localidades de Baja California Sur en 2006.

	Cd	*Sr*	*Fe*	*Zn*	*Ni*	*Ca*
PAO ***(n=6)***	2.0374 [a] (nd-2288) *(n=9)*	0.3659 [a] (0.195-1.173)	101.5795 [a] (55.555-318)	2.0753 [a] (0.493-3.846)	10.3763 [a] (2.470-19.231)	896.5784 [a] (38.086-3544)
BMA ***(n=8)***	1.3234 [a] (nd-1041)	0.1676 [a] (0.095-0.543)	20.1099 [a] (11.406-195)	1.3407 [a] (0.760-4.348)	6.7033 [a] (3.802-21.740)	325.7778 [a] (58.650-4415)
LSI ***(n=10)***	27.84 [a] (nd-940)	0.422 [a] (0.25-1.042)	256.808 [a b] (0.275-210)	3.373 [a] (2-8.333)	16.865 [a] (10-41.667)	2159.021 [a] (1098-5615)
Total	**2.647 (nd-2288)**	**0.351 (0.095-1.173)**	**160.581 (0.274-2099)**	**2.382 (0.493-8.333)**	**11.912 (2.470-41.667)**	**1841.924 (38.086-5615)**

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis. Letras diferentes indican diferencia significativa p<0.05
nd= no detectables
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
LSI= Laguna San Ignacio

La mayor concentración de Ca fue registrada en la localidad de LSI con mediana da 2159 µg/g y rango de 1098 µg/g a 5615 µg/g. La menor concentración en BMA con la mediana de 326 µg/g e intervalo de 58.65 µg/g a 4415 µg/g (Fig. 40).

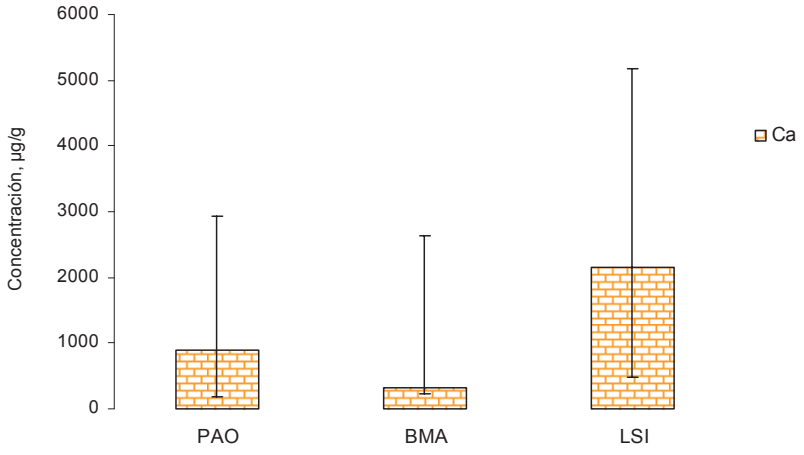


Figura 40. Concentraciones de calcio (Ca, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna san Ignacio.

La localidad que mostró el nivel más alto de Fe fue LSI siendo la mediana de 257 µg/g e intervalo de 0.27 µg/g a 210 µg/g. La localidad con el menor nivel es BMA con la mediana de 20.10 µg/g e intervalo de 11.40 µg/g a 195 µg/g (Fig. 41).

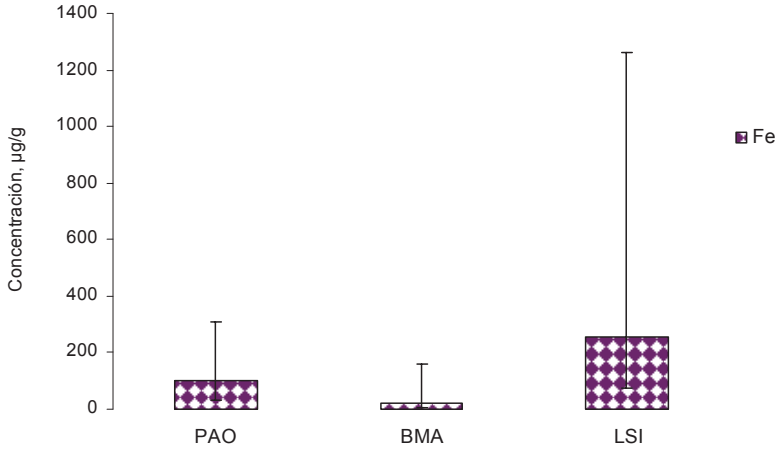


Figura 41. Concentraciones de hierro (Fe, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna san Ignacio.

Se observaron las concentraciones más altas de Cd, Sr, Zn y Ni en la localidad de LSI con medianas e intervalos, estos últimos en paréntesis, Cd: 27.84 µg/g (nd a 940 µg/g); Sr: 0.42 µg/g (0.25 µg/g a 1.04 µg/g); Zn: 3.37 µg/g (2 µg/g a 8.33 µg/g); Ni: 16.86 µg/g (10 µg/g a 41.66 µg/g). Las concentraciones de los metales mencionados fueron menores en la localidad de BMA con medianas e intervalos, estos últimos en paréntesis, Cd: 1.32 µg/g (nd a 1041 µg/g); Sr: 0.16 µg/g (0.09 µg/g a 0.54 µg/g); Ni: 6.70 µg/g (3.08 µg/g a 21.74 µg/g); Zn: 1.34 µg/g (0.76 µg/g a 4.34 µg/g) (Fig. 42).

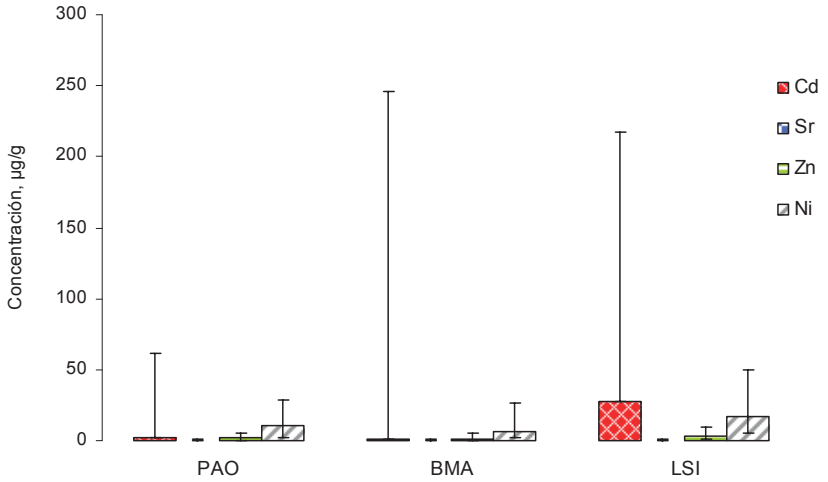


Figura 42. Concentraciones de cadmio, estroncio, zinc y níquel (Cd, µg/g; Sr, µg/g; Zn, µg/g; Ni, µg/g) en caparazón de tortuga negra de tres localidades de Baja California Sur. PAO= Punta Abreojos; BMA= Bahía Magdalena-Almejas; LSI= Laguna San Ignacio.

8.2. Concentración de metales pesados en sangre, piel y caparazón

Se observaron diferencias significativas entre las concentraciones de metales en sangre, piel y caparazón en el 2006. En Cd no se observaron diferencias significativas entre tejidos; sin embargo, la mayor concentración se observó en caparazón. En piel Sr mostró la concentración mayor y diferencia con respecto a sangre y caparazón (p= 0.000). Hierro mostró ser mayor en caparazón y se observó diferencia significativa con respecto a sangre y piel (p= 0.001). En Zn se observó la concentración mayor en piel y el menor nivel en caparazón. Se distinguió diferencia significativa entre los tres tejidos (p=0.000). Níquel mostró la mayor concentración en piel, observándose diferencias en la concentración de sangre con respecto a las concentraciones en piel y caparazón (p= 0.000). Calcio mostró la mayor concentración en piel, y se observaron diferencias significativas en sangre con respecto a piel y caparazón (p=0.000) (Tabla XII).

Tabla XII. Concentración de metales en sangre, piel y caparazón de la tortuga negra en el 2006.

	Cd	***Sr***	***Fe***	***Zn***	***Ni***	***Ca***
Sangre ***(n=24)***	0.042 [a] (0.011-0.126)	0.229 [a] (nd-0.45)	315.086 [a] (191-401)	12.183 [a] (8.273-16.271)	0.007 [a] (nd-1.907)	42.012 [a] (nd-96.248)
Piel ***(n=21)***	0.678 [a] (nd-604)	1.193 [b] (0.145-8.156)	395.455 [a] (40.540-3989)	8.348 [b] (1.162-25)	41.739 [b] (5.814-125)	1941.988 [b] (89.680-7750)
Caparazón ***(n=24)***	2.342 [a] (nd-1041)	0.351 [a] (0.095-1.173)	160.581 [b] (0.274-2099)	2.382 [c] (0.493-8.333)	11.912 [b] (2.469-41.667)	1841.924 [b] (38.086-5615)

Los datos son expresados como medianas (µg/g peso húmedo) con intervalos de valores mínimos y máximos entre paréntesis.
Letras diferentes indican diferencia significativa $p<0.05$
nd= no detectables.

8.3. Correlaciones entre el tamaño LRC de la tortuga negra y la concentración de metal.

En la tabla XIII se muestra el tamaño largo recto de caparazón (LRC) en cm de las tortugas por localidad. Los valores son dados como medias, la desviación estándar en paréntesis, seguido del rango. En PAO se encontró a las tortugas de mayor tamaño, seguido por EPA, y BMA, en la localidad de LSI se registraron los individuos de menor tamaño.

Tabla XIII. Tamaño de los organismos muestreados en este estudio.

		LRC (cm)	
Localidad	***N***	Media (D.S)	Rango
PAO	42	63.9 (11.76)	43.9-92.4
BMA	14	58.3 (5.68)	46.3-70.4
EPA	10	62.1 (13.29)	49.0-79.7
LSI	6	49.7 (7.47)	39.7-62.2

LRC= largo recto del caparazón
PAO= Punta Abreojos
BMA= Bahía Magdalena-Almejas
EPA= El Pardito
LSI= Laguna San Ignacio

Las concentraciones de metales en sangre de las muestras colectadas en el 2006 en PAO mostraron correlación positiva con el tamaño de la tortuga (LRC) (r_s= 0.71, n= 9, p=

0.05). La concentración de Ni mostró una correlación negativa con el tamaño LRC (r_s= –0.78, n= 9, p= 0.05).

En la localidad de BMA en el 2006 se determino una correlación negativa entre la concentración de Cd en sangre (r_s= –0.71, n= 8, p= 0.05) y el tamaño LRC. La concentración de Zn observada en BMA mostró correlación positiva con el tamaño LRC (r_s= 0.81, n= 8, p= 0.05) en el 2006.

Las concentraciones de Fe en sangre mostraron correlación negativa LRC (r_s= –0.78, n= 10, $p < 0.05$) con el tamaño LRC en el 2006.

Para las muestras de piel colectadas en el 2006 en la localidad de PAO se observó correlación negativa entre el tamaño LRC y las concentraciones de Cd (r_s= –0.78, n= 7 $p< 0.05$). En la localidad de BMA se observó que existe una correlación negativa entre el tamaño y las concentración de Sr, Zn y Ni (r_s= –0.78, n= 8 $p< 0.05$) para los tres metales. Lo que sugiere que a mayor tamaño de la tortuga disminuye la concentración de éstos metales.

Las concentraciones de metales detectados en caparazón de las muestras colectadas en las cuatro zonas en ambos años de muestreo no presentaron correlaciones con en tamaño de la tortuga negra LRC.

9. DISCUSIÓN

Comparación de la concentración de metales en tejidos de tortuga negra entre zonas.

La Península de Baja California por su composición geológica presenta una amplia abundancia de minerales (Consejo de Recursos Mineros, 1999) en donde los elementos presentes mantienen una interacción con los organismos vivos, rocas continentales y suelos (Schlesinger, 1997; Smil, 1997).

Se distinguió una variación significativa ($p<0.05$) en la concentración de metales entre las cuatro zonas evaluadas en la región sur de la Península de Baja California: Punta Abreojos (PAO), Complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas (BMA), Laguna San Ignacio (LSI) y el Pardito (EPA). Esta variación puede ser debida a las condiciones ambientales, geológicas, hidroquímicas y eólicas, las cuales proporcionan características particulares a cada región (Sparling, 2000). Otros factores que podrían contribuir a las variaciones geográficas en los niveles de metales pesados incluyen la influencia de fuentes antropogénicas (Föstner y Wittmann, 1981; Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1996; Muñoz-Barbosa *et al*., 2004), la biodisponibilidad de los elementos, y la capacidad de asimilación, bioacumulación y eliminación de la biota presente en el ambiente marino.

De los cuatro sitios en los que se colectaron muestras de tejidos de tortugas marinas, sólo de BMA existe información publicada en relación a los niveles de metales pesados en tortugas marinas, vegetación marina, sedimentos, o agua (Gardner *et al*., 2006; Talavera-Sáenz *et al*., 2007; Kampalath *et al*., 2006; Álvarez-Arellano 1995; Rodríguez-Meza, 2005). Con base a esto, el presente estudio es el primero en aportar los niveles biodisponibles de algunos elementos químicos en fauna que reside en estas áreas durante la etapa juvenil y adulta específicamente para alimentarse, como lo es el caso de las tortugas marinas.

Entre PAO y LSI se observaron diferencias importantes en relación al contenido de algunos metales pesados en sangre, piel y caparazón de tortugas negras. Se encontraron diferencias significativas ($p= 0.001$) entre los sitios de muestreo (PAO, LSI y BMA) para Sr en caparazón. Se encontraron diferencias significativas ($p= 0.002$) en los niveles de Cd en piel de la tortuga negra entre LSI y PAO. Las concentraciones observadas de Fe en sangre fueron mayores en PAO con respecto a BMA mostrando diferencia significativa ($p=0.03$) y de Zn con respecto a LSI y EPA ($p=0.001$).

PAO y LSI forman parte de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno; a pesar de que ambas localidades presentan una relativa cercanía geográfica en la costa oriental al noroeste del Estado y a que han sido descritas como biológicamente similares (WiLDCOAST/GT, 2003) presentan características particulares. Por un lado, la influencia de los

escurrimientos de las cuencas a las que pertenecen. A lo que hay que adicionar, el intercambio de material disuelto y particulado entre la corriente de California y las lagunas costeras (Aguíñiga, 2000, Zaytsev *et al*., 2003). El intercambio esta favorecido por las surgencias, las cuales se han asociado a la presencia de altas concentraciones de algunos elementos como Cd (Lares *et al*., 2002; Segovia-Zavala *et al*., 1998), a la influencia en la distribución de Hg (Gill y Fitzgerald, 1987) y a la reactividad de Al, bajo el régimen de surgencias (Orinas y Bruland, 1986). El enriquecimiento de nutrientes de cada región también estará favoreciendo al aporte de elementos (Aguíñiga, 2000), así como los procesos sedimentarios, que son un importante reservorio de metales y otros contaminantes (Föstner y Wittman, 1981).

Las diferencias de concentraciones de metales en tejidos de tortuga negra entre las localidades, además de estar influenciadas por las características propias de cada región, también pueden se debidas a la capacidad de asimilación y desecho que cada tejido pueda presentar, dependiendo del elemento que esté siendo ingresado al organismo, por ejemplo, a través de la dieta. Reich y colaboradores (en preparación) sugieren que los tejidos de tortugas marinas presentan diferente capacidad de asimilación, dependiendo del tipo de dieta, siendo mayor la tasa de recambio en sangre, piel y caparazón en la dieta vegetal en comparación con la dieta animal en la tortuga amarilla. La dieta de tortugas marinas, además de aportar los nutrientes necesarios también podría estar aportando cantidades de metales pesados que estarán por un tiempo determinado en los tejidos para después ser eliminados y bioacumulados. Por lo que se debe considerar que los elementos tendrán un tiempo de vida media en los tejidos que dependerá de las adaptaciones fisiológicas, a razón de los hábitos alimenticios de cada especie. En el caso de la tortuga negra la dieta es mayormente herbívora mientras que la tortuga amarilla es principalmente carnívora (Bjorndal, 1997). Con base a esto, las concentraciones de elementos presentes en tejidos de tortuga marina no necesariamente pueden estar indicando la biodisponibilidad de los elementos en el tiempo en el que fue colectada la muestra, como lo sugiere Chang (1996) quien menciona que el análisis de metales puede no mostrar un diagnostico significativo dependiendo del tiempo en el que son colectados.

El complejo lagunar BMA es otro sitio importante de alimentación de la tortuga negra (Nichols, 2003, Seminoff *et al*., 2003; Koch *et al*., 2006). En esta zona se ha identificado un depósito de fosforita cerca de la costa, el cual es atravesado por el arroyo Las Bramonas y un yacimiento submarino ubicado entre Isla Margarita e Isla Magdalena (Consejo de Recursos Mineros, 1999). Se ha asociado la presencia de Cd y As a los yacimientos de fosforita (Mann y Ritchie, 1994). Además, se han observado altas concentraciones de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, V y Zn que se asocian a los sedimentos ricos en fósforo, que puede provenir de la fosforita que aflora en la península y de las areniscas fosfáticas presentes en la línea costera (Álvarez-Arellano, 1995). Sin embargo, las concentraciones de Cd, Fe y Ni observadas en sangre de tortuga negra en este estudio fueron las más bajas para esta localidad comparados con PAO, LSI y EPA. Las concentraciones detectadas en sangre mostraron el mayor nivel de Ca comparado con PAO, LSI y EPA. Estos niveles elevados de Ca en la sangre de las tortugas pueden estar asociados a la presencia de las concentraciones de Ca en el ambiente. Rodríguez-Meza, (2004) reportó la presencia de elementos mayores y traza que van en orden descendente Ca> K> Fe> Sr> Ba> Zr> Cr> Rb> Ni> As> Sc> Zn> Co> Pb> U> Cu> Hf> Th> Br> Se> Cd> Sb> Cs> Ta. Algunos de estos elementos están asociados a la presencia de carbonatos, tal es el caso de Ca y Sr, y otros al aporte terrígeno, tales como Fe, Sc, U, Cr, Zr (Rodríguez-Meza, 2004). Sin embargo, ésto no se ve reflejado en las concentraciones de piel colectadas en BMA que registraron los valores más bajos de Sr, Fe, Zn, Ni y Ca; encontrándose diferencias significativas (p= 0.018) sólo para Fe en piel en comparación con LSI.

El último sitio de monitoreo considerado en éste trabajo fue EPA o El Pardito que se encuentra localizada en la región sur del Golfo de California. Se ha distinguido al Golfo de California como una entidad independiente, casi totalmente rodeada por elevaciones topográficas y conectado al océano abierto únicamente en su extremo sur, lo que implica características de batimetría, hidrografía, productividad y estructura trófica particulares (Sherman y Tang, 1999; Álvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991). Por ejemplo, el clima tiene una influencia moderada del Océano Pacifico, pero es considerado como continental más que Oceánico (Álvarez-Borrego, 1983). En los resultados del presente trabajo se observaron diferentes concentraciones de algunos

metales en tejidos de tortuga negra con respecto a las localidades ubicadas en la costa occidental de la Península de Baja California. En EPA se encontraron mayores concentraciones de Cd en sangre mostrando diferencia significativa (p= 0.000) con BMA. Estroncio y Ni también fueron significativamente mayores en sangre de las tortugas colectadas en EPA con respecto a las concentraciones determinadas en PAO (p= 0.004; p= 0.000, respectivamente). Por otro lado, las concentraciones en sangre de Zn en EPA fueron menores (p= 0.001) en comparación con PAO y de Ca (p= 0.000) con PAO y BMA. Las concentraciones de caparazón, fueron menores en Cd, Fe, Zn, Ni, Ca en EPA en comparación con PAO, BMA y LSI, pero no mostraron diferencias significativas.

Las diferencias en las concentraciones en tejidos de tortuga negra en cada región al parecer están siendo poco influenciadas por las características regionales, ya que sólo algunos elementos corresponden a las presencia de elementos reportados en los sitios de monitoreo. Estos resultados pueden ser considerados como, una aproximación de la biodisponibilidad de algunos metales en Baja California Sur.

Diferencia en la concentración de metales en sangre, piel y caparazón de tortuga negra.

Las concentraciones de metales que pudieran ser detectadas en los organismos estarán dadas por una parte, en función de la abundancia de metales en el ambiente. Sin embargo, probablemente, el factor más decisivo de la tasa de asimilación de uno o varios elementos será su biodisponibilidad en el medio acuático (Sparling, 2000; Cervantes y Moreno, 1999) y/o en el alimento. Se ha determinado que los patrones de consumo en la dieta pueden ser un buen estimador de exposición a contaminantes, y se ha sugerido que la sangre puede ser indicadora de exposición reciente (Day *et al*., 2005; Burger *et al*., 2005; Hopkins *et al*., 2001), mientras que el caparazón puede representar una exposición relativamente previa (Day *et al*., 2005). Además, el análisis en tejidos como sangre o piel pueden tener una aproximación de la exposición a contaminantes en tejidos internos (Burger *et al*., 2005). Otro factor importante de consideración es respecto al tiempo de vida de los elementos en los tejidos. A lo anterior hay que agregar las características propias de los organismos, tales como la capacidad de

eliminar y bioacumular sustancias y la interacción entre éstas, ya que una vez en los tejidos, los metales pueden ser alterados químicamente a través del metabolismo y otras reacciones químicas (Cervantes y Moreno, 1999).

Los resultados en el presente trabajo muestran que el tejido con mayor concentración de los metales Sr, Fe, Ni y Ca fue piel, mientras que Zn fue mayor en sangre y Cd mayor en caparazón. La tasa de recambio de los elementos en las tortugas marinas son mayores en piel en comparación con sangre o caparazón (Reich *et al*., en preparación), por lo que las concentraciones de metales pesados podrían estar durante un tiempo mayor en éste tejido y por lo tanto presentar niveles mayores en comparación con los detectados en sangre y caparazón. La piel es un importante tejido de eliminación de sustancias y las altas concentraciones determinadas en este tejido pueden estar asociadas a este mecanismo.

Las concentraciones de Sr fueron mayores en piel con respecto a sangre y caparazón ($p= 0.000$). Se ha sugerido que las aportaciones de Sr al ambiente pueden ser derivadas de las condiciones esenciales del suelo y rocas y por la deposición atmosférica (Vitousek *et al*., 1999). Lam *et al*. (2004) sugieren que la concentración de Sr en tortugas puede ser debida a una alta o baja deposición ambiental.

La concentración de Fe en caparazón fue significativamente menor que en sangre y piel ($p= 0.001$). Estudios previos en tortuga verde han reportado niveles menores en caparazón en Japón (Sakai *et al*., 2000b); en otros tejidos, como en hígado, los mismos autores muestran concentraciones similares a las determinadas en caparazón de tortuga negra, mientras que Sakai *et al*. (2000a) reportaron concentraciones mayores en hígado que los niveles determinados en tortuga negra. Gardner *et al*. (2006) determinan concentraciones de Fe menores en hígado, riñón y músculo en la Península de Baja California en comparación a las concentraciones detectadas en tortuga negra en el presente estudio.

Los niveles de Ni fueron significativamente mayores en sangre con respecto a las concentraciones observadas en piel y caparazón ($p= 0.000$). Sakai *et al*. (2000b)

mencionan concentraciones bajas en caparazón de tortuga verde. Para cascarón de huevos de tortuga verde Lam *et al*. (2006) reportaron niveles elevados de Ni que son mayores a los niveles en sangre, pero menores a los encontrados en piel y caparazón de tortuga negra en el presente estudio.

Se distinguió una alta concentración de Ca en piel, que fue similar a caparazón, distinguiéndose diferencias significativas en ambos tejidos con las concentraciones en sangre de la tortuga negra (p=0.000). Los estudios de Ca han sido encaminados a determinar concentraciones en huevos de tortugas en sitios de anidación y su relación con la carga en hembras de tortuga golfina (Sahoo *et al*., 1998). La biodisponibilidad de Ca en el suelo está directamente relacionada a la absorción de Sr, tal que la biodisponibilidad disminuye al aumentar el calcio intercambiable (Coughtrey y Thorne, 1983). El Ca y el Zn tienen una relación antagonista, si la entrada de Ca al organismo es alta la absorción de Zn decrece y viceversa (Hanson *et al*., 1958).

Se observó que las concentraciones de Zn fueron mayores en sangre en comparación con piel y caparazón (p=0.000). La presencia de altos niveles de Zn está asociada con la pigmentación de proteínas, y relacionada con el almacenamiento en grasa (Sakai *et al*., 2000b). El caparazón y hueso son conocidos como importantes tejidos de acumulación de Zn, Mn y Pb en las tortugas verde y amarilla (Anan *et al*., 2001, Sakai *et al*., 2000b). El Zn se requiere en la estructura y funcionamiento de varios sistemas enzimáticos y tiene un papel importante en la reproducción de varias especies de animales (Tolonen, 1995; Méndez *et al*., 2001).

No se determinaron diferencias en la concentración de Cd entre tejidos (sangre, piel y caparazón). Trabajos previos han mostrado niveles de Cd elevados en tejidos como hígado y riñón (Godley *et al*., 1999; Sakai *et al*., 2000b). Gardner *et al*. (2006) determinaron concentraciones elevadas en riñón de tortuga negra, los cuales son mayores a lo encontrado en el presente estudio en los tres tejidos evaluados.

Concentraciones de metales en tejidos de tortuga negra.

En general, los estudios realizados en relación a las concentraciones de metales pesados en tortugas marinas, han sido evaluados en tejidos internos, órganos reproductivos, así como en tejidos tegumentarios (Helwing y Hora, 1983; Aguirre *et al*., 1994; Meyers-Schöne y Walton, 1994; Sakai *et al*., 1995; Storelli *et al*., 1998; Sahoo *et al*., 1998; Burger y Gibbons 1998; Gordon *et al*., 1998; Godley *et al*., 1999; Caurant *et al*., 1999; Sakai *et al*., 2000b; Saeki *et al*., 2000; Storelli y Marcotrigiano 2000; Storelli y Marcotrigiano 2003; Lam *et al*., 2004; Kaska *et al*., 2004; Maffucci *et al*., 2005; Storelli *et al*., 2005; Day *et al*., 2005; Lam *et al*., 2006; Çelik *et al*., 2006; Gardner *et al*., 2006; Frías-Espericueta *et al*., 2006; Kampalath *et al*., 2006). Frecuentemente se reportan las máximas concentraciones de metales en hígado y riñón, debido a que en estos tejidos, se llevan a cabo varios procesos metabólicos, siendo el hígado el sitio primario de síntesis de gran parte de las proteínas plasmáticas. Tanto el hígado como el riñón son los principales órganos de acumulación de metales pesados en tortugas marinas (Caurant *et al*., 1999; Sakai *et al*., 2000b). Algunos autores, además de reportar concentraciones de metales pesados en tejidos, también reportan concentraciones de metales de los contenidos estomacales de tortugas marinas (Presti *et al*., 1999; Sakai *et al*., 2000a; Anan *et al*., 2001; Talavera-Sáenz *et al*., 2007). No existen hasta el momento trabajos publicados sobre concentraciones de metales en sangre de tortugas marinas.

Es necesario aclarar que para fines comparativos se utilizaron las medias aritméticas y en otros casos las medias geométricas observadas en las concentraciones de metales en sangre, piel y caparazón de la tortuga negra del presente estudio, con las mismas medidas de tendencia central reportadas por algunos autores en tejidos analizados de reptiles.

Sangre

Los niveles de Cd encontrados en sangre de la tortuga negra *Chelonia mydas agassizii* en el presente estudio son mayores (0.058 µg/g) que lo reportado por Burger y colaboradores (2005) en la serpiente acuática *Nerodia sipedon* en la que determinaron una concentración de Cd en sangre con media de 0.007 µg/g.

La concentración de Zn en sangre registrada en la tortuga negra *C. m. agassizii* fue mayor (12.61µg/g) que las concentraciones reportadas por Clark *et al*. (2000) en dos de las tres especies de reptiles que fueron evaluadas en una región considerada como contaminada en Texas, E.U.A.; la serpiente *Agkistrodom piscivorus* con media geométrica de 8.88 µg/g y la tortuga acuática *Trachemys scripta* una media geométrica de 5.48 µg/g, mientras que en la serpiente acuática *Nerodia rhombifer* reportaron concentración de este metal con media geométrica de 13. 6 µg/g.

Piel

Existen algunos estudios donde se han evaluado las concentraciones de metales en piel de reptiles, en el caso del caimán *Alligator mississippiensis* se reportaron concentraciones de Cd con media de 88.0 µg/g (Burger *et al*., 2000) que es menor a lo encontrado para la tortuga negra *C. m. agassizii*, en la cual se registró una media de 160 µg/g.

En la serpiente acuática *Nerodia sipedon* Burger *et al*. (2005) reportaron para Cd una media de 0.02 µg/g; esta concentración se encuentra muy por debajo de lo encontrado en la tortuga negra que mostró una media de 5.42 µg/g en LSI. Por otro lado, Sakai *et al*. (2000b) analizaron escamas de tortuga verde, *Chelonia mydas*, mostrando concentraciones de Cd para hembras (H) con media de 0.02 µg/g y en machos (M) 0.036 µg/g. Estas concentraciones difieren grandemente de lo encontrado para la tortuga negra en la cual se registró para el Cd una mediana de 160 µg/g. Cabe señalar que, en este estudio, no se diferenció entre sexos.

En el caso de Fe, Sakai *et al*. (2000b) reportan concentraciones en escamas de tortuga verde con media 7.23 µg/g (H), 8.64 µg/g (M) mientras que en tortuga negra se distinguió en piel una media de 862 µg/g.

Se detectó en piel una media de 9.28 µg/g de Zn en la tortuga negra, mientras que en la tortuga verde se ha reportado en escamas una media de 26.7 µg/g (H) y 13.4 µg/g (M) (Sakai *et al*., 2000b). Para Ni los mismos autores reportaron medias menores a

0.03 µg/g (H) y 0.88 µg/g (M), que difieren de lo detectado en piel de tortuga negra en con media de 46.42 µg/g.

Caparazón

En la tortuga verde, *C. mydas*, Sakai *et al*. (2000b) reportan concentraciones de Cd en caparazón de 0.054 µg/g (H) y 0.033 µg/g (M) de las costas de Japón. En las costas de Baja California Sur se determinó una alta concentración de Cd en caparazón de la tortuga negra *C. m. agassizii* en el presente estudio con media de 125 µg/g.

Las concentraciones de Fe con media de 298 µg/g en caparazón de tortuga negra fueron altas en comparación con lo reportado por Sakai *et al*. (2000b) en caparazón de tortuga verde 13.0 µg/g (H) y 6.48 µg/ g (M).

Para el elemento Zn la concentración en caparazón de tortuga negra (16.79µg/g) está por debajo de lo reportado para la tortuga verde por Sakai *et al*. (2000b) que detectaron una concentración de 347 µg/g (H) y 292 µg/g (M). Se sabe que el caparazón de la tortuga verde y amarilla es un importante tejido de acumulación de Zn (Anan *et al*., 2001; Sakai *et al*., 2000b), por lo que se puede sugerir que para la tortuga negra no se está acumulado un alto porcentaje de Zn. Sakai *et al*. (2000b) encontraron que la concentración de Zn en caparazón representa el 50% de la carga del cuerpo en la tortuga verde. Caurant *et al*. (1999) mencionan que las concentraciones de Zn en caparazón no fueron homogéneas con respecto a los órganos analizados en la tortuga amarilla, *Caretta caretta*, siendo mayores las concentraciones en caparazón.

La concentración de Ni en caparazón mostró una media de 17.33 µg/g lo que difiere grandemente con lo reportado por Sakai *et al*. (2000b) (0.19 µg/g (H) menor a 0.03 µg/g (M)) en caparazón de tortuga verde. Son escasos los reportes de las concentraciones de Ni en tortugas marinas. Lam *et al*. (2006) reportaron en cascaron de huevo de tortuga verde en Hong Kong en donde muestran altas concentraciones de Ni (12.0 µg/g). Sin embargo, Sakai *et al*. (2000b) en Japón reportan niveles muy bajos (<0.003 µg/g) en cascarón de huevo de tortuga verde.

Previamente, se han reportado altas concentraciones de Sr en tejidos como hígado y músculo de tortuga verde en zonas de anidación al sur de China (Lam *et al*., 2004). Para la tortuga negra, en este estudio se observaron concentraciones de Sr en caparazón con media de 39.55 µg/g en PAO, 5.76 µg/g en BMA, 5.89 µg/g en EPA y LSI 0.55 µg/g. Esta diferencia en concentraciones detectadas por localidad puede deberse a la biodisponibilidad en el ambiente y pueden estar asociadas a la edad de las tortugas (Lam *et al*., 2004). En PAO se encontraron tortugas de mayor tamaño en comparación con las otras zonas de estudio. La absorción de Sr está directamente relacionada con la biodisponibilidad de Ca (Coughtrey y Thorne, 1983) y puede ser acumulado en hueso (Nielsen, 1986). Cabe señalar que las concentraciones de Ca en el caparazón de la tortuga negra en PAO fue el segundo nivel más alto detectado en relación a las localidades evaluadas (con media 64.54 µg/g). Se ha reportado para el isótopo radioactivo ^{90}Sr concentraciones en caparazón de la tortuga *Chelydra serpentina* de 16.6 µg/ g en machos (Meyers-Schöne, 1993) y para *Trachemys scripta* 713 µg/g en machos y 19.0 µg/g en hembras (Meyers-Schöne, 1989).

Variación de la concentración de metales con el tamaño de tortuga negra.

En de PAO se encontraron organismos juveniles y maduros, con longitud recta de caparazón (LRC) de 43.9 cm a 92.4cm. En BMA se encontraron organismos juveniles de 46.3 cm a 70.4 cm. El promedio del tamaño reportado por Kotch *et al*. (2007) en BMA es de 54.6 cm. Las tallas en EPA fueron de 49.0 cm a 79.7 cm, que representa a organismos juveniles y maduros. Seminoff *et al*. (2003) reportaron que la talla promedio en el Golfo de California (Bahía de los Ángeles) es de 74.3 cm. En LSI se encontraron organismos juveniles con LRC de 39.7 cm a 62.2 cm. Se ha observado que organismos juveniles de alrededor de 40 cm LRC están en el cambio entre el estilo de vida pelágico a nerítico (Nichols, 2003), mientras que tortugas entre 45 cm y 55 cm están en la primera etapa nerítica (Koch *et al*., 2007). Se ha estimado que la etapa de maduración está relacionada con un tamaño de 77.3 cm (Seminoff *et al*., 2004). Por lo anterior, se puede considerar que las costas de la Península de Baja California son áreas de crecimiento de la tortuga negra hacia la maduración.

Los resultados obtenidos en la correlación de las concentraciones de Cd en sangre con el tamaño LRC de la tortuga negra para el año 2006 en la localidad de BMA (r_s= –0.71, n= 8, p< 0.05). Para el mismo año las concentraciones de Cd en piel mostraron una correlación negativa (r_s= –0.78, n= 7 p< 0.05) con el tamaño LRC de la tortuga en localidad de PAO. Gardner *et al*. (2006) no detectaron correlación entre el tamaño LRC de la tortuga *C. mydas* en la Península de Baja California y las concentraciones de Cd ni de otros metales. Estudios previos han reportado una correlación negativa en la concentración de metales en órganos de tortugas y el tamaño largo recto de caparazón (LRC) así como con en el tamaño largo curvo del caparazón (LCC). Sakai *et al.* (2000a) reportaron en la tortuga verde una correlación negativa de Cd en riñón con el LRC (r= –0.62, p< 0.005). Gordon *et al*. (1998) distinguen una correlación negativa entre el tamaño LCC, que fue alrededor de 65 cm de la tortuga verde y la concentración de Cd en riñón. Se ha reportado que conforme las tortugas crecen las concentraciones iniciales de contaminantes se diluyen y la asimilación de éstos se reduce (McKenzie *et al*., 1999). La disminución en la concentración del metal con el crecimiento de la tortuga puede ser atribuible al cambio ontogénico de los hábitos alimenticios, es decir, del estado carnívoro pelágico seguido de la fase orientada a herbívoro bentónico (Sakai *et al.,* 1995; Godley *et al.,* 1999; Anan *et al*., 2001). Existen también reportes en donde el Cd incrementa significativamente (es acumulado) con la edad en vertebrados marinos (Dietz *et al*., 1996), como la ballena enana (*Balaenoptera acutorostrata*) (Honda *et al*., 1987) y en el delfín rayado (*Stenella coeruleoalba*) (Honda *et al*., 1983). La correlación negativa en la concentración de Cd en sangre y piel de la tortuga negra concuerda con lo observado por algunos autores (Gordon *et al*., 1998; Sakai *et al*., 2000a) quienes sugieren que la concentración de Cd decrece conforme la tortuga aumenta de tamaño.

La concentración de Sr en sangre de la tortuga negra fue correlacionada positivamente con el LCC (r_s= 0.82, n= 6, P< 0.05) en el 2005 en la localidad de EPA. En el 2006 se detectó una correlación positiva de Sr en sangre de la tortuga negra y el LRC (r_s= 0.71, n= 9, p < 0.05) en la localidad de PAO. En piel se detectó una correlación negativa en la concentración de Sr y el tamaño LRC de la tortuga negra (r_s= –0.78, n= 8, p < 0.05) en la localidad de BMA en el 2006. Anan *et al*. (2001) reportan una correlación

positiva entre la concentración de Sr (r_s= 0.054, n=26, p < 0.01) en hígado. Para el Sr radioactivo (^{90}Sr) en caparazón se ha encontrado una disminución de la concentración con el crecimiento de la tortuga *Terrapene carolina* de Mississippi y Tennessee (Holcomb *et al*., 1971). Si la biodisponibilidad de Sr está relacionada con la presencia de Ca (Coughtrey y Thorne, 1983), entonces se podría esperar que en sitios con altas concentraciones de Ca existiera también una alta biodisponibilidad de Sr y a su vez una correlación positiva con el tamaño de la tortuga. Sin embargo, esto no concuerda con las bajas concentraciones de Sr en piel, las cuales también reflejaron una correlación negativa de Sr con el tamaño de la tortuga en BMA a la cual se ha determinado la presencia de altas concentraciones de Ca (Rodríguez-Meza, 2004).
Las correlaciones positivas de Sr en sangre en PAO y EPA pueden estar relacionadas a la presencia de organismos tanto juveniles como adultos, como lo sugerido por Lam *et al*. (2004) quienes mencionan que las concentraciones de Sr pueden estar debidas en función del la edad. La correlación positiva también podría estar asociada a la presencia y biodisponibilad de Sr en el ambiente, sin embargo, no se cuenta con reportes en este sentido.

Las concentraciones de Fe en sangre de tortuga negra en la localidad de LSI fue correlacionada negativamente con el LRC (r_s= –0.78, n= 10, p < 0.05) en el 2006. Sakai *et al*. (2000a) observaron que las concentraciones de Fe en hígado, riñón y músculo de la tortuga verde no presentan cambios con el tamaño LRC.

La concentración de Zn en sangre de tortuga negra en el 2006, fue correlacionada positivamente con el (LRC) (r_s= 0.81, n= 8, p< 0.05) en la localidad de BMA. Se ha observado que la concentración de metales en tejidos de tortugas incrementa con el crecimiento, lo que concuerda con la correlación positiva en tortuga negra así como con lo reportado por Gordon *et al*. (1998) en donde distinguen una correlación positiva entre la concentración de Zn en hígado y el LCC de la tortuga verde.

En el presente estudio se observaron también correlaciones negativas de Zn en piel y el LRC (r_s= –0.78, n= 8, p < 0.05) en el 2006 en la localidad de BMA. Lo que coincide con algunos autores que han reportado correlaciones negativas en la concentración de

Zn y el tamaño de la tortuga; por ejemplo, Sakai *et al*. (2000a) mencionan que las concentraciones de Zn en riñón decrecen con el crecimiento, encontrando una correlación negativa en riñón y el LRC ($r = -0.68$, $p < 0.005$) de la tortuga verde. Anan *et al.* (2001) encontraron una correlación negativa entre el LRC y la concentración de Zn ($r_s = -0.52$, $n = 25$, $p < 0.01$) en riñón de la tortuga verde. Gordon *et al*. (1998) observaron correlaciones negativas en la concentración de Zn en riñón y el LCC de tortuga verde. Se ha observado que la variación en la concentración de elementos traza está influenciada por factores como el metabolismo y las tasas de alimentación, el estadio reproductivo, y la dilución de elementos por el crecimiento de los organismos (Langston y Spence, 1995).

10. CONCLUSIONES

Las cuatro localidades en la porción sur de la Península de Baja California presentan diferencias significativas en las concentraciones de metales determinadas en tejidos sangre, piel y caparazón de tortuga negra.

Las concentraciones de los metales Cd, Sr, Fe, Zn Ni y Ca mostraron ser diferentes entre tejidos (sangre, piel y caparazón) de la tortuga negra.

El tamaño de la tortuga negra tiene correlaciones positivas con la concentración de Sr y Zn en sangre y correlaciones negativas con las concentraciones de Cd, Fe y Ni en sangre. Se observó una correlación negativa entre el tamaño y las concentraciones de Cd, Sr, Zn y Ni en piel. Las concentraciones en caparazón no muestran correlación con el tamaño de la tortuga negra.

Se determinan concentraciones de metales biodisponibles para las tortugas marinas en algunas regiones donde no existen reportes previos.

La valoración de elementos que pueden ser tóxicos en los organismos por métodos no letales favorece la conservación de especies que se encuentran en estado de protección, como lo son las tortugas marinas.

Las tortugas marinas pueden ser un bioindicador de contaminación a una escala que puede considerarse global, ya que las tortugas están siendo expuestas a diferentes sustancias a lo largo de su ciclo de vida en diferentes regiones, debido a su comportamiento migratorio.

La información obtenida en este estudio nos acerca al conocimiento en cuanto a la biodisponibilidad de metales pesados a los que ha podido estar expuesta la población de tortuga negra en sitios de alimentación en la región de la Península de Baja California.

Es necesaria la toma de parámetros ambientales, tales como temperatura y salinidad, además de muestras de agua, sedimentos y alimento disponible para las tortugas marinas y del contenido estomacal si es posible, en las áreas de alimentación de las tortugas marinas, simultáneamente a la toma de muestras de tejido. De esta manera se tendrá mayor información acerca de la presencia de metales y en que proporción pueden ser biodisponibles.

11. LITERATURA CITADA

Abd, Elghany N., Schummacher, M.C, Slattery, M.L., West, D.W. y Lee J.S. (1990). Occupation, cadmium exposure and prostate cancer. Epidemiology 1:107-115.

Aguirre, A.A., Balazs, G.H., Zimmerman, B. y Galey, F.D. (1994). Organic contaminants and trace metals in the tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) afflicted with fibropapillomas in the Hawaiian Islands. Mar. Pollut. Bull. 28:109-114.

Aguíñiga, S. (2000). Aspectos de la geoquímica del material orgánico en el BAC del Golfo de Ulloa, B.C.S. En: Lluch-Belda, D., Elorduy-Garay, J., Lluch-Cota, SE y Ponce-Díaz G. (eds.). BAC Centros de Actividad Biológica del Pacífico mexicano. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, B.C.S. 111-123.

Alvarado, J. y Figueroa, A. (1990). The ecological recovery of sea turtle of Michoacán, México. Special attention: the black turtle *Chelonia mydas agassizii*. Report U.S. Fish Wildlife Service and World Wildlife Fund-U.S August. 88 p.

Alvarado, J. y Figueroa, A. (1992). Recapturas Post-Anidatorias de Hembras de Tortuga Marina Negra (*Chelonia agassizii*). Marcadas en Michoacán, México *Biotropica*. 24:560-566.

Álvarez-Arellano, A.D. (1995). Estudio geoquímico y de procedencia de arenas fosfáticas en la margen costera sur-oeste de la Península de Baja California. Tesis doctoral. UNAM. México, D.F. 159 pp.

Álvarez-Borrego, S., Galindo-Bect, L.A. y Chee-Barragán, A. (1975). Características hidroquímicas de Bahía Magdalena, B. C. S. Ciencias Marinas 2:94-110.

Álvarez-Borrego, S. (1983). The Gulf of California. En: Ketchum, B.H. (ed.). Estuaries and enclosed seas. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam. 427-449 pp.

Álvarez-Borrego, S. y Lara-Lara, R. (1991). Physical environment and primary productivity of the Gula of California. En: Physical Environmental and Primary Productivity, Cap. 26:555-567.

Anan, Y., Kunito, T., Watanabe, I., Sakai, H. y Tanabe, S. (2001). Trace element accumulation in hawksbill turtles (*Eretomochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Japan. Environ. Toxicol. Chem. 20:2802-2814.

ATSDR (2004). Estroncio CAS#: 7440-24-6 www.atsdr.cdc.gov/es Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).

Baudier, J., Haglid, K., Haiech, J. y Gerard.D. (1983). Zinc ion binding to human brain calcium binding proteins, calmodulin and S100b protein. Biochem. Biophys. Res. Commun. 114:1138-1146.

Bennett, B.G. (1984). Environmental nickel pathways to man. En: Sunderman, F.W., Jr. *et al*. (eds.). Nickel in the Human Environment: Proceedings of a Joint Symposium, March 1983, Lyon, France. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer. (IARC Scientific Publication No. 53). 487-492 pp.

Bespalov, V.G., Troian, D.N., Petrov, A.S. y Aleksandrov, V.A. (1990). The effect of riboflavin, molybdenum, selenium and zinc on the development of induced tumors of the esophagus and forestomach in rats. Vopr. Onkol. 36:559-563.

Bjorndal, K. A. (1997). Foraging ecology and nutrition of sea turtles. En: Lutz, P.L. y Musick, J.A. (ed.). The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 199-231 pp.

Brooks, L.B., Nichols,W. Koch, J.V. y Hernandez, A. (2001). Preliminary results on the distribution and movement of green turtles, *Chelonia mydas*, in Estero Banderitas, Baja California Sur, Mexico, En: Proceedings of the Twenty one Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.

Bryan, G.W. y Langston, W.J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environ. Pollut. 76:89-131

Burger, J. y Gibbons, J.W. (1998). Trace elements in egg contents and egg shells of slider turtles (trachemys scipta) from the Savannah River Site. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34:382-386.

Burger, J., Gochfeld, M., Rooney, A.A., Orlando, E.F., Woodward, A.R., y Guillette, Jr. L.J. (2000). Metals and metalloids in tissues of American Alligators in three Florida lakes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 38:501-508.

Burger, J., Campbell, K.R., Campbell, T.S., Shukla, T., Jeitner, C. y Gochfeld1, M. (2005). Use of Skin and Blood as Nonlethal Indicators of Heavy Metal Contamination in Northern Water Snakes (*Nerodia sipedon*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 49:232-238.

Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M. y Miramand P. (1999). Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Altantic coasts. Mar. Pollut. Bull. 38:1085-1091.

Çelik, A., Kaska, Y., Bağ, H., Aureggi, M., Zemiz, G., Kartal, A.A. y Elçi, L. (2006). Heavy metal monitorig around the nesting environment of green sea turtles in Turkey. Water, Air and Soil Pollut. 169:67-79.

Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur. A.C. (1994). Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Intermedia: Proyecto "Salitrales de San Ignacio". Primera parte: 228pp. + anexos.

Cervantes, C. y Moreno, S., (1999). Contaminación ambiental por metales pesados: impacto en los seres vivos. México D.F. AGT. Editor, SA.

Chang, L. W. (1996). (ed.). Toxicology of Metals. CRC Press, Inc. 1198 pp.

CITES (2007). Appendices (SHTML). Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna. http://www.cites.org/ Retrieved on 2007-08-31.

Clark, Jr. D.R., Bickham, J.W., Baker, D.L., y Cowman, D.F. (2000). Environmental contaminants in Texas, USA, wetland reptiles: Evaluation using blood samples. Environ. Toxicol. Chem. 19(9):2259-2265.

Cohen, M.D., Bowser, D.H. y Costa, M. (1996). Carcinogenicity and Genotoxicity of Lead, Beryllium, and Other Metals. En: Chang. L.W. (ed.). Magos, L., Suzuki., T. (eds. ass.). Toxicology of Metals. Lewis Publ. CRC Press, Inc. Boca Raton, FL. 253-272 pp.

Consejo de Recursos Mineros (1999). Monografía Geológico-Minera del Estado de Baja California Sur. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. 1a. Ed. Pachuca, Hgo. México. 237 pp.

Coughtrey, P.J. y Thorne, M.C. (1983). Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. En: A critical review of data. Vol. 1. A.A. Balkema, Rotterdam, Netherlands. 321-424 pp.

Day, R., Steven, J.C., Becker, P. y Whitaker, D.W. (2005). Monitoring Mercury in the Loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta*. Environ. Sci. Technol. 39:437-446.

Deacon, J.R., y Driver, N.E. (1999). Distribution of trace elements in streambed sediment associated with mining activities in the Upper Colorado River Basin, Colorado, USA, 1995-96: Arch. Environ. Contamin. Toxicol. 37:7-18.

Deknudt, G. (1978). Mutagenecity of heavy metals. Mutat. Res. 53:176.

Delcourt, A. y Mestre, J.C. (1978). The effects of phenylmercuric acetate on the growth of Chlamydomonas variabilis Dang. Bull. Enciron. Contam. Toxicol. 20:145-148.

Dietz, R., Riget, F. y Johansen, P. (1996). Lead, cadmium mercury and selenium in Greenland marine animals. The Science of Total Environment. 186:67-93

Díaz, C. (1999). Tratamiento de las enfermedades óseas establecida con sales de estroncio (S12911), zinc y cobre. Rev Esp Enf Metab Oseas. 1: 83-96.

Donoso, J.M. y Dutton, P. (2000). Forage Area Identified for Green Turtles in Northern Chile. En: Proceedings of theTwentieth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. 29 February-4 March 2000, Orlando, Florida U.S.A. NOAA-NMFS Tech. Memo.

Dvizhkov, P.P. (1967). On the blastogenic characteristics of industrial metals and their compounds. Arkh. Patol. 29(3):3-11.

Ellis, K.J., Yuen, K., Yasumura, S., y Cohn, S.H., (1984). Dose-response analysis of cadmium in man: Body burden vs kidney dysfunction. Environ. Res. 33:216-266.

EPA, (1992). Strontium; CASRN 7440-24-6 Environmental Protection Agency (EPA) http://epa.gov/

Fernando, Q. (1995). Metal speciation in environmental and biological systems. Environ. Health Perspect. 103:25-28.

Fitzgerald, W.F., Engstrom, D.R. Mason, R.P. y Nater, E.A. (1998). The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. Environ. Sci. Technol. 32:1-7.

Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López, J.I., Ruiz-Telles, A., Quintero-Álvarez, J.M., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G. y Voltolina, D. (2006). Heavy metals in the tissues of the Sea turtle *Lepidochelys olivacea* from a nesting site of the northwest coast of Mexico.

Friberg L., Kjellström T., Nordberg G.F., (1986). Cadmium. En: Frieberg L., Nordber G.F., vouk V.B. (eds.). Handbook on the Toxicology of Metals, Vol. 2, Segunda ed. Elsevier, New York, 130 p.

Föstner, U. y Wittmann, G.T.W. (1981). Metal pollution in the aquatic environment, second ed. Springer-Verlag, Berlin. 486 pp.

Funes-Rodriguez, F., Hinojosa-Medina, A., Avendaño-Ibarra, R., Herdández-Rivas, M., Saldierna-Martínez, R. y Watson, W. (2001). Spawning of small pelagic fishes in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico, at the beginning of the 1997-1998 El Niño event. Estuarine. Coastal and Shelf Science 53:653-664.

Gadd, G.M. (1998). Accumulation of metals by microorganinsms and algae. En: Biotechnology 6b. Special Microbiol. Processes Rehm. H.J., (ed.). Verlagsgesellschaft, Weinheim. 401-433.

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

Gardner, S.C., Pier, M. D., Wesselman, R. y Arturo Juárez. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. Mar. Pollut. Bull. 46(9):1082-1089

Gardner, S. Fitzgerald, S., Acosta, B. y Méndez-Rodríguez, L. (2006). Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. BioMetals. 19:91-99

Garland, C. F., Garland, F. C. y Gorham, E. D. (1991). En: Calcium, vitamin D, and prevention of Colon cancer, Lipkin, M., Newmark, H. L., y Kellof, G. (eds) CRC Press, Boca Raton, FL. 81p.

George, R.H. (1997). Health problems and deseases of sea turtles. En: Lutz P.L.y J.A. Musick (eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press. Inc., 364-382 pp.

Gerhardsoon, L. y Skerfving., (1996). Concepts on biological markers and biomonitoring for metal toxicity. En: Chang. L. W. (ed.). Magos, L., Suzuki., T. (eds. ass.). Toxicology of Metals. Lewis Publ. CRC Press, Inc. Boca Raton, FL. 81-107 pp.

Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. y Winne, C.T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. BioSci. 50(8):653-666.

Gill, G.A. y Fitzgerald, W.F. (1987). Mercury in surface waters of the open ocean. Global Biochemical Cycles. 3:122-199.

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

Groombridge, B. y Luxmoore, R. (1989). The Green Turtle and Hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World Status, Exploitation, and Trade. Lausanne, Switzerland: CITES Secretariat. 601 pp.

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

Gorski, P.R., Cleckner, L.B., Hurley, H.P., Sierszen, M.E. y Armstrong, D.E. (2003). Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royale National Park, USA. Sci. Total Environ. 304:327-348.

Gupta, T., Talukder, G. y Sharma, A. (1991). Cytotoxicity of zinc chloride in mice *in vivo*. Biol. Trace Elem. Res. 30: 95-101.

Guthrie, J. y Guthrie, O. (1974). Embryonal carcinomas in Syrian hamsters after intratesticular inoculation of zinc chloride during seasonal testicular growth Cancer Res. 34:2612-2614.

Halme, E. (1961). On the carcinogenic effect of drinking water containing zinc. Vitalst. Zivilisat. 6:59-61.

Hanson, L.J., Sorenson, D.K. y Kernkamp, H.C.H. (1958). Essential fatty acid deficiency; its role in parakeratosis. Am. J. Vet. Res., 18:921-930.

Helwig, D.D. y Hora, M.E. (1983). Polychlorinated biphenyl, mercury , and cadmium concentrations in Minnesota sanpping turtles. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30:186-190.

Hopkins, W.A., Roe, J.H., Snodgrass, J.W., Jackson, B.P. Kling, D.E., Rowe, C.L. y Congdon, J.D. (2000). Nondestructive indices of trace element exposure in squamate reptiles. Environ. Pollut. 115:1-7.

Harte, J., Holdren, Ch., Schneider, R. y Shirley, Ch. (1991). Toxics A to Z: A guide to everyday Pollution Hazards. University of California Press. Berkeley, CA. EE. UU. 479 pp.

Huang, X. (1991). Properties of Coals Capable of Playing a Role in the Mechanisms of Emphysema, Stomach Cancer, and Pneumoconiosis. Tesis Doctoral. University of Paris VII. 50 pp.

Huang, X., Laurent, P. A., Zalma, R. y Pezerat, H. (1993). Inactivation of alpha 1-antitrypsin by aqueous coal solutions: possible relation to the emphysema of coal workers. Chem. Res. Toxicol. 6:452-458.

IARC (1990). Chromium, nickel and welding, En: IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. International Agency for Research on Cancer, Lyon. 58:33 p.

IARC (1994). Cadmium and cadmium compounds, En: IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks humans. Beryllium, cadmium, mercury, and exposures in the glass manufacturing industry, International Agency for Research on Cancer, Lyon. 58:119-237 pp.

IARC (2001). Some internally deposited radionuclides. Summary of Data Reported and Evaluation. En: Monographs on the evaluation of carcinogenic risks humans, International Agency for Research on Cancer. Lyon. 78.

INEGI (2007) http://www.inegi.gob.mx/ Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI).

IUCN 2007. Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org Downloaded on 31 August 2007. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN).

Järup, L., Rogenfelt, A., Elinder, C.G., Nogawa, K., y Kjellström, T. (1983). Biological half-time of cadmium in the blood of workers after cessation of exposure Scand. J. Work Environ. Health. 9:327-331.

Johnson, A.D. y Sigman, M.B. (1971). Early actions of cadmium in the rat and domestic fowl testis. IV. Autoradiographic location of 115cadmium. En: J. reprod. fertil. 24:115.

Kamezaki, N. y Matsui, M. (1995). Geographic variation in skull morphology of the green turtle, *Chelonia mydas*, with a taxonomic discussion. J. Herpetology. 29(1):51-60.

Kampalath, R. Gardner, S. Méndez-Rodríguez, L. Jay, J. 2006. Total and methylmercury in three species of sea turtles of Baja California Sur. Mar. Pollut. Bull. 52:1784–1832

Karl, S.A. y B.W. Bowen. (1999). Evolutionary significant units versus geopolitical taxonomy: molecular systematics of an endangered Sea Turtle (genus *Chelonia*). Conservation Biology 13:990-999.

Kaska, Y., Çelik. A., Bağ, H., Aureggi, M., Özel, K., Elçi, A., Kaska, A. y Elçi, L. (2004). Heavy metals monitoring in stranded sea turtles along The Mediterranean coast of Turkey. Fresenius Environ. Bull. 13:769-776.

Kasprzak, K.S. y Waalkes, M.P. (1986). The role of calcium, magnesium, and zinc in carcinogenesis. Adv. Exp. Med. Biol. 206:497-515.

Keller, J.M., Kucklick J.R., Stamper, M.A., Harms, C.A. y McClellan-Green, P.D. (2004). Associations between Organochlorine Contaminant Concentrations and Clinical Health Parameters in Loggerhead Sea Turtles from North Carolina, USA. Environ. Health Prespect. 112(10):1074-1079.

Kelly, C.A., Rudd, J.W.M. y Holoka, M.H. (2003). The effect of pH on mercury uptake by an aquatic bacterium - implications for Hg cycling. Environ. Sci. Technol. 37:2941-2946.

Kieffer, F. (1991). Metals as essential trace elements for plants, animals and humans. En: Merian E, (ed.) Metals and Their Compounds in the Environment. VCH Publishers, Inc, New York. 481-490 pp.

Koch V., Nichols W.J., Peckham H., De La Toba V. (2006). Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. Biological Conservation 128(3):327-334.

Koch V., Brooks, L.B., Nichols, W.J. (2007). Population ecology of the green/black turtle (*Chelonia mydas*) in Bahia Magdalena, Mexico. Mar. Biol. (en prensa)

Lam, J.C.W., Tanabe, S., Chan, S.K.F., Yuen, E.K.W., Lam, M.H.W. y Lam, P.K.S. (2004). Trace element residues in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*) from South China waters. Mar. Pollut. Bull. 48:164-192.

Lam, J.C.W., Tanabe, S., Chan, S.K.F., Lam, M.H.W., Martin, M. y Lam, P.K.S. (2006). Levels of trace elements in green turtle eggs collected from Hong Kong: Evidence of risks due to selenium and nickel. Enveron. Poll. 144(3):790-801.

Langvad, E. (1968). Iron–dextran induction of distant tumours in mice. Int. J. Cancer 3:415-423.

Lares, M.L., Flores-Muñoz, G. y Lara-Lara, R. (2002). Temporal variability of bioavailable Cd, Hg, Zn, Mn and Al in an upwelling regime. Environ. Pollut. 120:595-608.

Lee, R., Woo, W., Wu, B., Kummer, A., Duminy H. y Xu., Z. (2003). Zinc Accumulation in N-Methyl-N-Nitrosourea-Induced Rat Mammary Tumors Is Accompanied by an Altered Expression of ZnT-1 and Metallothionein. Experimental Biology and Medicine 228:689-696.

Lobban, C.S. y Harrison P.J. (1997). Seaweed Ecology and Physiology. Biología Plantarum. 40:90.

Langston, W.J. y Spence, S.K., (1995). Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms. En: Tessier A, Turner D.R, (eds). Metal speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley Chichester, UK, pp. 407-478.

López-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C. y Seminoff, J.A. (2003a). *Chelonia mydas agassizii* (East Pacific Green Turtle) Diet. Herpetological Review. 34(2):139-140.

López-Mendilaharsu, M. Gardner, S.C., Seminoff, J.A. y Riosmena, R. (2003b). Feeding Ecology of the East Pacific green turtle (*Chelonia mydas agassizii*) in Bahía Magdalena, B.C.S. México. Pp 219-220. En J.A. Seminoff (comp). Proceedings of the Twenty-second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida. Tech. Memo. NMFS-SEFSC-503.

López-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C., Riosmena-Rodriguez, R. y Seminoff, J.A. (2005). Identifying critical foraging habitats of the green turtle *(Chelonia mydas)* along the Pacific Coast of the Baja California Peninsula, México. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 15(3):259-269

Lund, L.G. y Aust, A.E. (1991). Iron-Catalyzed Reactions may be responsible for the biochemical and biological effects of asbestos. Biofactors 3:83-89.

Lundin, P. M. (1961). The carcinogenic action of complex iron preparations. Br. J. Cancer 15:838-847.

Maffucci, F., Caurant, F., Bustamante, P. y Bentivenga, F. (2005). Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (sothern Italy). Chemosphere. 58:535-542.

Mann, S.S. y Ritchie, G.S.P. (1994). Changes in the forms of cadmium with time in some western Australian soils. Aust. J. Soil. Res. 32:241-50.

Márquez, M. R. (1990). FAO Fisheries Synopsis. No 125, Vol. 11. Rome, FAO. 81pp.

Mckenzie, C., Godley, B.J., Furness R.W. y Wells. D. E. (1999). Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. Mar. Environ. Res. 47(2):117-35.

McLellan, J.S., Flanagan, P.R., Chamberlain, M.J. y Valberg, L.S., (1978). Measurement of dietary cadmium absorption in humans. En: J. Toxicol. Environ. Health. 4:131

Méndez, L., Acosta, B., Álvarez-Castañeda, S.T. y Lechuga–Devezee, C.H. (1998). Trace metal distribution along the southern coast of Bahia de La Paz (Gulf of California), Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 61:616-622.

Méndez, L., Racotta, I.S., Acosta, B. y Rodríguez-Jaramillo, C. (2001). Mineral concentration in tissues during ovary development of white shrimp *Penaeus vannamei*. Mar. Biol. 138:687-692.

Meyers-Schöne L. (1998). Comparison of two freshwater turtle species as monitors of environmental contamination. Dis. Ph.D. University of Tennessee, Knoxville, TN.

Meyers-Schöene L, y Walton B.T. (1990). Comparison of two freshwater turtle species as monitors of environmental contamination. Tech. Memo. Oak Ridge Natl. Lab. 163 pp.

Meyers-Schöne L., Shugart, L.R., Beauchamp, J.J. y Walton, B.T. (1993). Comparison of two freshwater turtle species as monitors of environmental contamination: DNA damage and residue analisys. Environ. Toxicol. Chem. 12:1487-1496.

Meyers-Schöne L. y Walton B.T. (1994). Turtles as monitors of chemical contaminants in the Environment. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 135:93-153

Miller, J.D. (1997). Reproduction in sea turtles. En: Lutz, P. y Musick, J., (eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press. 53p.

Muñoz-Barbosa, A., Gutiérrez-Galindo, E.A., Sergio-Zavala, J.A., Delgadillo-Hinojosa, F. y Sandoval-Salazar, G. (2004). Trace metal enrichment in surficial sediments of the northwest coast of Baja California, Mexico. Mar. Pollut. Bull. 48:587-603.

Mulay, I.L., Ray, R., Knox, B.E., Suhr, N.H. y Delaney, W.E. (1971). Trace metal analysis of cancerous and non–cancerous human tissues. J. Natl. Cancer Inst. 47:1-13.

National Marine Fisheries Service y U.S. Fish and Wildlife Service. (1998). Recovery Plan for U.S. Pacific Populations of the East Pacific Green Turtle (*Chelonia mydas*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD.

Nejjari, A, Fournier, J, Pezerat, H. y Leanderson, P. (1993). Mineral fibres: correlation between the oxidizing surface activity and the DNA base hydroxylation. Br. J. Ind. Med. 50:501-504.

Nelson, R.L. (1990). En: Metal Ions in Biology and Medicine, Vol. 1, Collery, Ph, L.A., Manfait, M. y Etienne, J.C., (eds.). John Libbey Eurotext, Paris. 35 p.

Newmark, H. L. y Lipkin, M. (1991). En: Calcium, vitamin D, and prevention of Colon cancer, Lipkin, M., Newmark, H. L. y Kellof, G. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL. 145.

Nishikawa, A., Furukawa, F., y Takahashi, M. (1994). Proc. Am. Assoc. Cancer Res. 35:141.

Nichols, W.J., Reséndiz, A. Seminoff, J.A. y Reséndiz, B. (2000). Research on East Pacific green sea turtles on Baja California feeding grounds: a general life history model. 38-41 En: Mosier, A., Foley, A. y Brost, B. (compilers). Proceeding of the Twentieth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-477.

Nichols, W.J. (2003). Biology and Conservation of the Sea turtles of Baja California, Mexico. Dis. Ph.D. University of Arizona, Tucson. 549 pp.

Nielsen, F.H., (1986). Other elements. En: Mertz, W. (ed.). Trace elements in human and animal nutrition. Academic, San Diego, CA, USA. 415-463 pp.

Nordberg, G.F., Kjellstrom, T. y Nordberg, M. (1985). Kinetics and metabolism. En: Friberg, L, Elinder, C. G., Kjellstrom, T. (eds.). Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal. Vol. I. Exposure, Dose and Metabolism. CRC Press. Boca Raton, FL, EUA. 103-178 pp.

Nordberg, G.F. y Norberg, M. (1998). Biological monitoring of cadmium. En: Clarkson, T.W., Friberg, L., Nordberg, G.F. y Sager, P.R. (eds.). Biological Monitoring of Toxic Metals. Plenum Press. New York, EUA. 151-168 pp.

Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de marzo de 2002.

Núñez-López, R.A., Casas-Valdez, M.M., Mendoza-González, A.C. y Mateo-Cid, L.E. (1998). Flora filológica de la Laguna San Ignacio, B.C.S., México. Hidrobiológica. 8(1):33-42.

Ochi, T., Ishiguro, T. y Ohsawa, M. (1983). Participation of active oxygen species in the induction of DNA single-strand scissions by cadmium chloride in cultured Chinese hamster cells. Mutat. Res. 122:169-175.

Ochi, T., y Ohsawa, M. (1985). Participation of active oxygen species in the induction of chromosomal aberrations by cadmium chloride in cultured Chinese hamster cells. Mutat. Res. 143:137-142.

Ochi, T., Takahashi, K. y Ohsawa, M. (1987). Indirect evidence for the induction of a prooxidant state by cadmium chloride in cultured mammalian cells and a possible mechanism for the induction. Mutat. Res. 180:257-266.

Omara, F.O. y Blakley, B.R. (1993). Influence of low dietary iron and iron overload on urethane–induced lung tumors in mice. Can. J. Vet. Res. 57:209-211.

Orinas, K.J. y Bruland, K.W. (1986). Seasonal variation the biogeochemistry of aluminum in the Pacific Ocean. Earth and Planetary Science Letters. 78:397-410.

Otchere F.A. (2003). Heavy metals concentrations and burden in the bivalves (*Anadara (Senilia) senilis*, *Crassostrea tulipa* and *Perna perna*) from lagoons in Ghana: Model to describe mechanism of accumulation/excretion. African J. of Biotech. 2:280-287.

Parsons, J.J. 1962. The green turtle and man. Univ. Florida Press, Gainesville. 126 pp.

Pérez R. M. (2005). Respuesta al cadmio de la microalga marina *Tetraselmis suecica* (Kylin). Butch: relación entre tolerancia y compuestos tiólicos. Aplicación de su biomasa viva para la retirada de cadmio del medio. Tesis doctoral, Universidad de la Coruña.

Power, M., Klein, G.M., Guiguer, K.R.R.A. y Kwan, M.K.H. (2002). Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. J. Appl. Ecol. 39(5):819-830.

Presti, S.M,. Hidalgo, A.R.S., Sollod, A.E. y Seminoff, J.A. (1999). Mercury concentration in the scutes of black sea turtles, *Chelonia mydas agassizii*, in the Gulf of California. Linnaeus Fund Research Report. Chelonian Conservation and Biology. 3(3):531-33.

Pritchard, P.C.H. (1997). Evolution, phylogeny, and current status. En: Lutz, P. L. y Musick, J. A. (eds.). The Biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. pp 1-28.

Pritchard, C.H. (1999). Status of Black Turtle. Conservation Biology. 13(5):1000-1003.

Pritchard, P.C.H. y Mortimer, J.A. (2000). En: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (eds.). Taxonomía, morfología externa e identificación de las Especies. Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. Grupo especialista en Tortugas Marinas IUCN/CSE Publicación No. 4. 23-41pp.

Poirier, L.A, Theiss, J.C., Arnold, L.J. y Shimkin, M.B. (1984). Inhibition by magnesium and calcium acetates of lead subacetate- and nickel acetate-induced lung tumors in strain a mice. Cancer Res. Apr. 44(4):1520-1522.

Rai, L.C., Gaiser, J.P. y Kumar, H.D. (1981). Phycology and heavy metal pllution. Biol. Rev. Cambridge Philos. Soc. 56:99-151.

Richmond, H.G. (1959). Induction of sarcoma in the rat by iron–dextran complex. Br. Med. J. 1:947-949.

Reich, K.J., Bjorndal, K.A. y Bolten, A. Diet-tissue discrimination and isotopic turnover of stable carbon and nitrogen in loggerheads. Archie Carr Center for Sea Turtle Research, University of Florida, Gainesville, FL, USA.

Riley, J. P. (1989). Los elementos más abundantes y menores en el agua de mar. En: Riley, J. P. y Chester, R. (eds.). Introducción a la Química Marina. AGT Editor, S. A. México, D.F. 459 pp.

Rodríguez-Meza, (2004). Caracterización geoquímica por componentes mayores y elementos traza de sedimentos de los ambientes marinos costeros adyacentes a la Península de Baja California. Tesis doctoral. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de ciencias Marinas. 262 pp.

Roels, H.A., Lauwerys, R.R., Buchet, J.P., Bernard, A., Chettle, D.R., Harvey, T.C. y Al Haddad, I. K. (1981). In vivo measurement of liver and kidney cadmium in workers exposed to this metal. Environ. Res. 26:217-240.

Röhr, G. y Bauchinger, M. (1976). Chromosome analyses in cell cultures of the Chinese hamster after application of cadmium sulfate. Mutat. Res. 40:125-130.

Ryan, T.P. y Aust, S.D. (1992). The role of iron in oxygen–mediated toxicities. Crit. Rev. Toxicol. 22(2):119-141.

Saeki, K, Sakakibara, H., Sakai H., Kunito T. y Tanabe S. (2000). Arsenic accumulation in three species of sea turtles. BioMetals. 13:241-250.

Segovia-Zavala, J.A., Delgadillo-Hinojosa, F. y Álvarez-Borrego, S. (1998). Cadmium in the Coastal upwelling area adjacent to the California-México border. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 46:475-481.

Sahoo, G., Sahoo, R.K. y Mohanty-Hejmadi, P. (1998). Calcium metabolism in olive ridley turtle eggs during embryonic development. Comp. Biochem. Physiol. 121:91-97.

Sakai, H., Ichihashi, H., Suganuma, H. y Tatsukawa, R. (1995). Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. Mar. Pollut. Bull. 30:347-353.

Sakai H, Saeki K, Ichihashi H, Kamezaki N, Tanabe S, Tatsukawa R. (2000a). Growth-related changes in heavy metal accumulation in green turtle (*Chelonia mydas*) from Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39:378-385.

Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S. y Tatsukawa, R. (2000b). Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (Caretta caretta) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. Mar. Pollut. Bull. 40:701-709.

Sánchez-Rodríguez, I. Huerta-Diaz, M.A., Choumiline, E., Olguín-Quiñones, O. y Zertuche-González, J.A. (2001). Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: implications for the geochemical control of metals in algal tissue. Environ. Pollut. 114:145-160.

Sañudo-Wilhelmy, S.A. y Flegal, A.R. (1996). Trace metal concentrations in surf zone in coastal off Baja California, Mexico Environ. Sci. Technol. 30:1575-1580.

Schlesinger, H.W. (1997). Biogeochemistry. An analysis of global change. Academic Press. California. 588 pp.

Secretaría CIT (2004). Una Introducción a las Especies de Tortugas Marinas del Mundo. San José, Costa Rica. Secretaría Pro Tempore de la Convención Inter-americana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT), San José, Costa Rica.

Selby, J.V. y Friedman, G.D. (1988). Epidemiological evidence of an association between body iron stores and risk of cancer. Int. J. Cancer. 41:677-682.

Semarnap/PROFEPA, Informe Trianual, (1995-1997), México, 1998. En: Dirección general del centro nacional de investigación y capacitación ambiental. Volke-Sepúlveda, T. (responsable del proyecto). Primer informe del proyecto: evaluación de tecnologías de remediación para suelos contaminados con metales. SEMANARNAT/INE

Seminoff, J.A. (2000a). The biology of the East Pacific green turtle, *Chelonia mydas agassizii*, at a warm temperate feeding area in the Gulf of California, Mexico. Dis. Ph.D. University of Arizona, Tucson. 249 pp.

Seminoff, J.A., Nichols, W.J., Resendiz, A. y Hidalgo, S. (2000b) Natural History notes: *Chelonia mydas agassizii* (East Pacific Green Turtle), diet. Herpetological Review 31:103.

Seminoff, J.A., Antonio Resendiz, A. y Nichols, W.J. (2002a). Home range of green turtles *Chelonia mydas* at a coastal foraging area in the Gulf of California, México. Mar. Ecol. Progress Series. (242):253–265.

Seminoff, J.A., Resendiz, A. y Nichols, W.J. (2002b). Diet of east Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, México. J. of Herpetology. 36(3):447-453.

Seminoff, J.A., Jones, T.T., Resendiz, A., Nichols, W.J. y Chaloupka, M.Y. (2003). Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices describe population status. J. Mar. Biolog. Assoc. UK. 83:1355-1362.

Seminoff J, (2004). 2004 red list global status assessment: green turtle (Chelonia mydas). IUCN/SSC [World Conservation Union/Species Survival Commission] Marine Turtle Specialist Group, Gland, Switzerland.

Sharma, A. y Talukder, G. (1987). Effects of metals on chromosomes of higher organisms. Environ. Mutagen. 9:191-226.

Sherman, K. Tang, Q. (1999). Large marine ecosystems of the Pacific rim: assessment, sustainability, and management. Blackwell Science Co. Massachusetts, USA. 456 p.

Siegel, S. y. Castellan, Jr. N.I. (1988). Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, Singapore.

Smil, V. (1997). Cycles of life. Civilization and the biosphere. Scientific American Library. New York. 221 pp.

Sparling, D.W., Linder, G. y Bishop C.A. (2000). Ecotoxicology of amphibians and reptiles. SETAC press. Columbia, Mo, USA.

Stockinger, H.E. (1984). A review of world literature finds iron oxide noncarcinogenic. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 45:127-133.

Stoner, G.D., Shimkin, M.B., Troxell, M.C., Thompson, T.L. y Terry, L.S. (1976). Test for carcinogenicity of metallic compounds by the pulmonary tumor response in strain a mice. Cancer Res. 36:1744-1747.

Storelli, M.M., Ceci, E. y Marcotrigiano, G.O. (1998). Distribution of heavy metal residues in some tissues of *Caretta caretta* (Linnaeus) specimens beached along the Adriatic Sea (Italy). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60:546-552.

Storelli, M.M. y Marcotrigiano, G.O. (2000). Total organic and inorganic arsenic from marine turtles (Caretta caretta) beached along the Italian coast (South Adriatic Sea). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 65:732-739

Storelli, M.M. y Marcotrigiano, G.O. (2003). Heavy metal residues in tissues of marine turtles. Mar. Pollut. Bull. 46:367-400.

Storelli, M.M., Storelli, A. Addabbo, RD´., Marano, C., Bruno, R. y Marcotrigiano, G.O. (2005) Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evolution. Environ. Pollut. 135:163-170.

Stacey, N.H., Cantilena, L.R. Jr. y Klaassen, C.D. (1980). Cadmium toxicity and lipid peroxidation in isolated rat hepatocytes. Toxicol. Appl. Pharmacol. 53(3):470-480.

Sunderman, F.W. Jr., Hopfer, S.M., Sweeney, K.C., Marcus, A.H., Most, B.M. y Creason, J. (1989). Nickel absorption and kinetics in human volunteers. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 191:5-11.

Talavera-Sáenz, A., Gardner, S., Riosmena, R. y Acosta, B. (2007). Metal profiles used as environmental markers of Green Turtle (*Chelonia mydas*) foraging resources. Sci. Total Environ. 373:94-102.

Thompson, H.J., Kennedy, K., Witt, M. y Juzefyk, J. (1991). Effect of dietary iron deficiency or excess on the induction of mammary carcinogenesis by 1-methyl-1-nitrosourea. Carcinogenesis. 12:111-114.

Tolonen, M. (1995). Vitaminas y minerales en la salud y la nutrición. Ed. Acribia. España. pp. 217-234.

Tossavainen, A., Nurminen, M., Mutanen, P. y Tola, S. (1980). Application of mathematical modeling for assessing the biological half-times of chromium and nickel in field studies. Br. J. Ind. Med. 37:285-291.

Venugopal, B. y Luckey, T.D., (1978). Metal toxicity in mammals. Chemical toxicity of metals and metalloids. New York, London, Plenum Press, 2:24-32, 43-50, 69-86, 185-195, 248-253, 275-283 pp.

Vitousek, P.M., Kennedy, M.J., Derry, L.A. y Chadwick, O.A. (1999). Weathering versus atmospheric sources of strontium in ecosystems on young volcanic soils. Oecologia. 121:255-259.

Waalkes, M.P. y Misra, R.R. (1996). Cadmium Carcinogenicity and Genotoxicity. En: Chang. L. W. (ed.); Magos, L., Suzuki., T. (eds. ass.). Toxicology of Metals. Lewis Publ. CRC Press, Inc. Boca Raton. 231-241 pp.

Watras, C.J., Back, R.C. Halvorsen, S., Hudson, R.J.M. Morrison, K.A. y Wente, S.P. (1998). Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs. Sci. Total Environ. 219:183-208.

Wayland, M. (2000): Metals as threats to wildlife. En: short course on wildlife toxicology. Canadian Cooperative Wildlife Centre. Saskatoon, 1-3 March 2000.

Weinberg, E. D. (1992). Roles of iron in neoplasia. Promotion, prevention, and therpy. Biol. Trace Elem. Res. 34:123-140.

Welinder, H, Skerfving S, Henriksen O. (1977). Cadmium metabolism in man. Br. J. Ind Med. 34:221-228.

WHO. (1991). Nickel, IPCS Int. Prog. Chemical Safety, Environmental Health Criteria 108:1-383. World Health Organization, Geneva. 5 pp

WHO. (1992). Cadmium, Environmental Health Criteria 134, Int. Prog. Chemical Safety, World Health Organization, Geneva. 6 pp.

Zaytsev, O., Cervantes-Duarte, R. y Montante, O. (2003). Coastal Upwelling Activity on the Pacific Shelf of the Baja California Peninsula. *J. Oceanogr.* 59:498-502.

12. APÉNDICE

I. Curva de Calibración o estándar

A partir de: $C_1V_1 = C_2V_2$ (ec.1).

Despejando V_1

Se obtiene: $V_1 = \frac{C_2 \cdot V_2}{C_1}$ (ec.2).

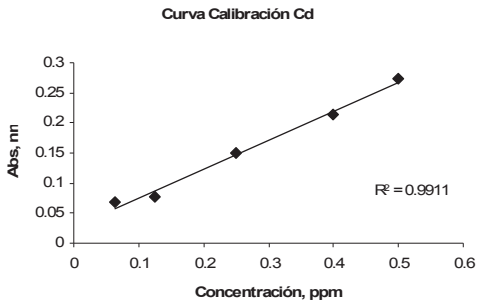
Donde: V_1 es el volumen esperado (ml); C_2 concentración conocida (ppm); V_2 el volumen con aforo a 50 ml; y C_1 la concentración de la que se parte (1000 ppm).

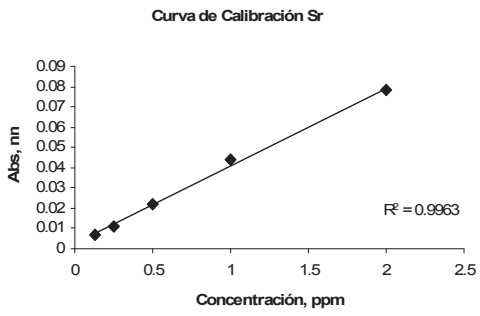
Obteniendo las siguientes concentraciones

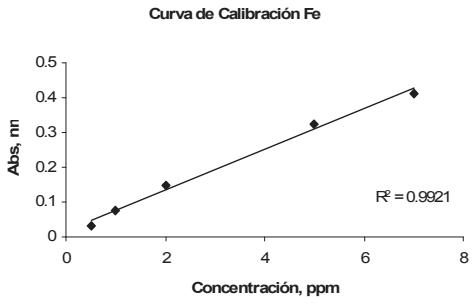
Rango dentro de los cuales se analizan las muestras, se marca con una **x** las concentraciones que corresponden para cada elemento: Cadmio, Estroncio, Hierro Zinc, Níquel y Calcio.

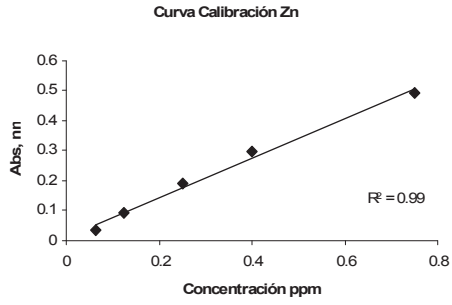
ppm	ml	Cd	Sr	Fe	Zn	Ni	Ca
0.0625	0.1562	**x**			**x**		
0.125	0.0062	**x**	**x**		**x**	**x**	
0.25	0.0125	**x**	**x**		**x**	**x**	
0.4	0.0200	**x**			**x**		
0.5	0.0250	**x**	**x**	**x**		**x**	
0.75	0.0375				**x**		
1.0	0.05		**x**	**x**		**x**	
2.0	0.10		**x**	**x**		**x**	
5.0	0.25			**x**			**x**
7.0	0.35			**x**			
10.0	0.5						**x**
20.0	1.0						**x**
40.0	2.0						**x**

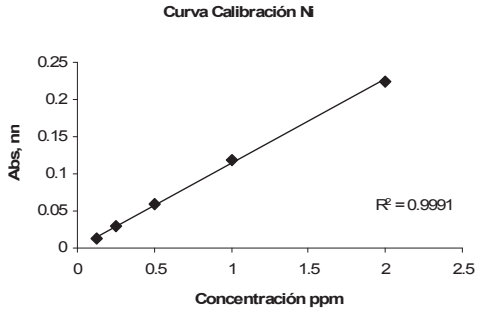
ppm= partes por millón

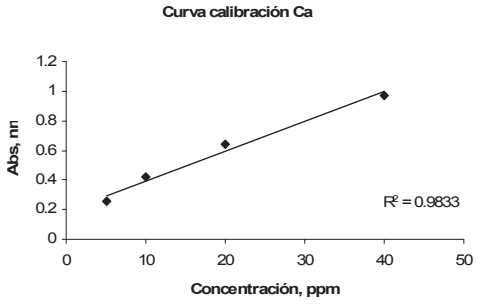

Curva Calibración Cd
Abs, nm
Concentración, ppm
R² = 0.9911


Curva de Calibración Sr
Abs, nm
Concentración, ppm
R² = 0.9963


Curva de Calibración Fe
Abs, nm
Concentración, ppm
R² = 0.9921


Curva Calibración Zn
Abs, nm
Concentración ppm
R² = 0.99


Curva Calibración Ni
Abs, nm
Concentración ppm
R² = 0.9991


Curva calibración Ca
Abs, nm
Concentración, ppm
R² = 0.9833

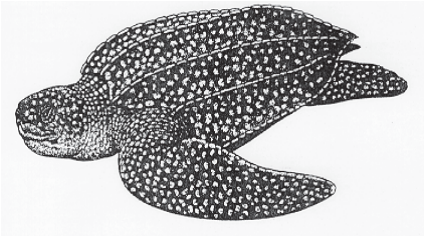
ANEXO

I. Especies de tortugas marinas que habitan el mundo

Las tortugas marinas habitan la Tierra desde hace más de 100 millones de años. En el periodo Cretácico se establecieron cuatro familias de tortugas marinas: las Toxochelyidae, Protostegidae, Cheloniidae y Dermochelyidae. Las últimas dos familias son las únicas que sobreviven en el presente, dentro de las cuales los científicos reconocen siete especies distintas.

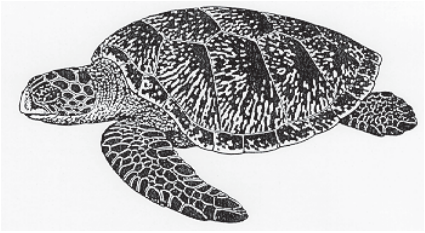
Familia Dermochelyidae: tortugas con caparazón sin placas o escamas; lo tienen cubierto por una gruesa capa de piel parecida al cuero. Hoy en día está representada por sólo una especie.

Tortuga laúd ó baula (*Dermochelys coriacea).* IUCN, en peligro crítico de extinción

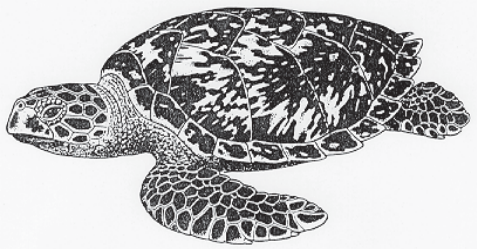


Familia Cheloniidae: tortugas con caparazón con escudos o placas evidentes, representada por 6 especies.

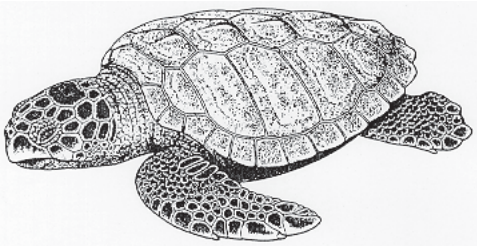
Tortuga Verde, Blanca o Negra (*Chelonia mydas*). IUCN, en peligro de extinción.



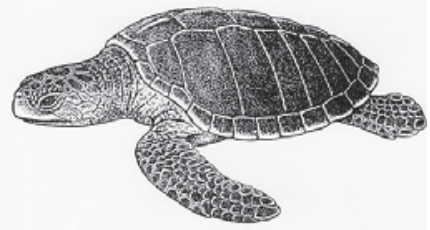
Tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*). IUCN, en peligro crítico de extinción



Tortuga cabezona ó caguama (*Caretta caretta*). IUCN, en peligro de extinción.



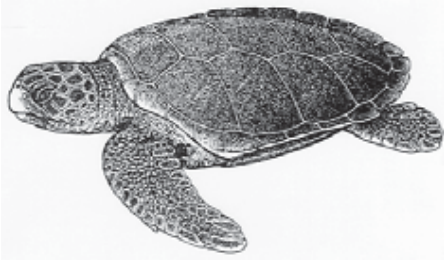
Tortuga golfina o lora *(Lepidochelys olivacea*). IUCN, en peligro de extinción.



Tortuga lora o kempi (*Lepidochelys kempii*). IUCN, en peligro crítico de extinción

Tortuga franca oriental o Kikila Australiana (*Natator depressus).*

A diferencia del resto de las tortugas marinas, esta especie no es migratoria y cumple todo su ciclo de vida en las zonas próximas a sus playas de anidación. Según la IUCN, no existen datos suficientes para conocer la condición actual de esta especie.



(Secretaría CIT, 2004).

II. Identificación de las tortugas analizadas.

No. muestra	No. identificación	Etiqueta der.	Etiqueta izq.
1	PAO180305-01	693-I	LL-593
2	PAO180305-03	532-G	533-G
3	PAO190305-04	478-G	479-G
4	PAO190305-06	596-LL	597-LL
5	PAO190305-07	598-LL	599-LL
6	PAO190305-08	600-LL	976-P
7	PAO190305-09	488-G	489-G
8	PAO190305-10	977-P	978-P
9	PAO190305-11	979-P	980-P
10	PAO190305-12	981-P	982-P
11	BMA140405-01	MH-401	LE-816
12	BMA140405-02	MH-402	LE-813
13	PAO120505-01	983-P	984-P
14	PAO120505-02	446-G	447-G
15	PAO120505-03	520-P	554-G
16	PAO120505-04	LE-653	LE-654
17	PAO130505-01	LL-600	-
18	PAO130505-02	985-P	986-P
19	PAO110605-01	MH7	894 I
20	PAO110605-02	MH9	MH8
21	PAO110605-03	MH10	MH11
22	PAO110605-04	MH12	MH13
23	PAO110605-06	LL506	LL505
24	PAO110605-08	721-I	-
25	PAO110605-09	609-I	610-I
26	PAO110605-10	LL522	LL523
27	PAO110605-11	LL591	LL592
28	PAO110605-12	MH19	MH20
29	PAO110605-13	MH23	MH24
30	BMA280605-1	BC927	-
31	BMA280605-4	694P	MH430
32	PAO100705-2	MH35	MH36
33	PAO100705-4	565G	566G
34	PAO100705-6	MH21	MH22
35	PAO100705-7	MH41	MH42
36	PAO100705-8	MH48	MH47

No. muestra	No. identificación	Etiqueta der.	Etiqueta izq.
37	PAO100705-9	MH45	MH46
38	BMA280905-1	MH483	MH482
39	BMA081205-1	MH462	MH463
40	BMA220206-3	MH469	MH470
41	BMA220206-4	MH468	MH467
42	BMA190506-2	LE886	LE883
43	BMA190506-3	MH504	MH503
44	BMA190506-4	MH554	LE815
45	BMA190506-5	MH506	MH505
46	BMA160606-2	MH598	MH596
47	PAO010706-1	MH242	MH243
48	PAO010706-3	MH246	MH247
49	PAO010706-4	MH248	MH249
50	PAO010706-5	MH250	MH251
51	PAO010706-6	517P	MH230
52	PAO010706-7	MH252	MH253
53	PAO010706-8	MH254	MH255
54	PAO010706-9	MH256	MH257
55	PAO010706-10	LL596	LL597
56	BMA190706-1	MH545	MH546
57	EPA270905-2	MJ848	MJ847
58	EPA270905-3	MJ846	MJ845
59	EPA270905-4	MJ844	MJ842
60	EPA270905-7	MJ838	MJ837
61	EPA041105-1	MJ835	MJ836
62	EPA301105-1	MJ900	MJ899
63	LSI290606-1	LL396	LL397
64	LSI290606-3	LL400	LL401
65	LSI290606-4	LL402	LL403
66	LSI170806-1	LL394	LL395
67	LSI170806-2	LL365	LL366
68	LSI170806-3	LL327	LL328
69	LSI170806-5	LL412	LL414
70	LSI170806-6	LL333	LL334
71	LSI170806-7	LL415	LL416
72	LSI170806-8	LL417	LL418