



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**BIOACUMULACIÓN, BIOMAGNIFICACIÓN Y
TRANSFERENCIA ESTACIONALES DE MERCURIO
EN LA TRAMA TRÓFICA DEL SISTEMA LAGUNAR
EL TÓBARI, SONORA**

por:

Araceli Molina García

TESIS APROBADA POR LA

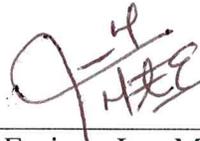
COORDINACIÓN DE CIENCIA DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRÍA EN CIENCIAS

APROBACIÓN

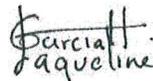
Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Araceli Molina García, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Ciencias.



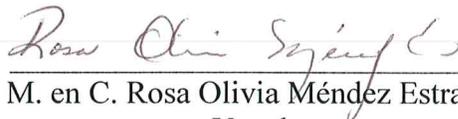
Dr. Martín Enrique Jara Marini
Director de Tesis



M. en C. Leticia García Rico
Secretario



Dra. Jaqueline García Hernández
Vocal



M. en C. Rosa Olivia Méndez Estrada
Vocal

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del Director General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.



Dr. Pablo Wong González

Director General

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico brindado durante mis estudios de posgrado, al otorgarme una beca y financiar el proyecto de investigación a través del proyecto número CB-2008-C01-103522 de investigación básica.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. (CIAD, A.C) y su personal, por permitirme ser parte de este centro de investigación estos dos años, por abrirme sus puertas y permitirme ser parte de la gran familia CIAD.

A mi director de tesis el Dr. Martín E. Jara Marini, por confiarme uno de sus proyectos de investigación, brindarme su tiempo incondicionalmente, su apoyo, paciencia (hasta donde pudo), por los buenos y malos momentos que nos tocó pasar juntos.

A mi comité de tesis, M.C. Leticia García Rico, Dra. Jacqueline García Hernández y la M.C. Rosa Olivia Méndez Estrada, muchas gracias por sus valiosos comentarios y sugerencias para el mejoramiento de este proyecto de investigación.

A todos mis maestros y maestras de CIAD, gracias por contribuir con sus conocimientos a mi desarrollo como estudiante de posgrado.

A la Coordinación de Ciencia de los Alimentos, a las maestras, doctoras y doctores que me ayudaron con sus comentarios y por el tiempo que se tomaron para asistir a los seminarios.

Al Laboratorio de Ecotoxicología y de Biotecnología Industrial por apoyarnos con sus instalaciones para la realización de este proyecto, en especial a la maestra Leticia García Rico por facilitarnos mucho de su material y equipo, y a la técnico L.T.A. Azucena Ochoa por acompañarme y enseñarme a usar el autoclave.

A la Dra. Jaqueline García Hernández, M. en C. Germán Leyva y M. en C. Daniela Aguilera de la Unidad Guaymas del CIAD, por proporcionarnos las muestras de aves y apoyarnos con equipo de campo.

A la M. C. Karla Martínez Robinson de CIAD Hermosillo, por las facilidades dadas en el uso del liofilizador del laboratorio de Biopolimeros. De igual manera, a la Dra. Ana María Calderón de la Barca y a la M. en C. Rosa Oliva Méndez Estrada por facilitarme el uso de sus laboratorios. También a la Dra. Reina Castro Longoria del DICTUS UNISON por apoyarnos con reactivos y el uso de su laboratorio.

Al H. Ayuntamiento de Benito Juárez y habitantes del Paredón Colorado, El Paredoncito y Aceitunitas, Sonora. Un especial agradecimiento a Alma Valenzuela, Martín Palma, Gabriel Palma y Jesús Ruelas, por guiarnos y orientarnos en todos los muestreos, así como ayudarnos en todo lo que necesitamos y abrirnos las puertas de sus hogares.

Al personal administrativo, de mantenimiento y guardias del CIAD por facilitarme el trabajo de campo y de laboratorio.

A mis compañeros de maestría, en especial a quienes me tendieron la mano y me abrieron las puertas de su casa y su corazón cuando más lo necesitaba, a Sandra Higuera y Olga Lidia Ramírez, muchas gracias por su apoyo, sus consejos y cariño.

A mis amigos más cercanos que siempre están conmigo aunque estén lejos, a Mildred Cayetano, Paola Islas y Carlos Moreno, y a mi nuevo amigo Leonel Arce por alegrarme con sus ocurrencias y acompañarme.

A todos los que hicieron posible la culminación de este trabajo.

DEDICATORIA

Le dedico esta tesis a mi padre el Sr. José Molina Duarte†, estabas conmigo cuando inicié el posgrado, te fuiste sin poder ver que lo terminara, sólo espero que estés orgulloso de mí. Todo lo que siempre he hecho es por ti, mi mami y mis hermanas. Te dedico este trabajo con todo mi amor. Mis logros son tus logros porque todo lo que yo soy es por ti y mi mami. Te amo mucho Papi.

A mi madre María del Carmen García Hernández, por estar conmigo siempre, por cuidarme, amarme a mí y mis hermanas, por ser una mujer fuerte, inteligente y muy capaz, por absolutamente todo mami, te amo mucho.

A mis hermanas, Sonia E. Molina García, Yesenia Molina García y Maristel Molina García, por haber estado unidas por tantos años, ahora cada quien ha tomado su camino, espero Dios me permita acompañarlas en todas las etapas de su vida. Las amo.

A Jorge Adrian Cerón López, por ir y venir cada fin de semana de Obregón a Hermosillo sin quejarse, por aguantar estos dos años de posgrado de distancia, por apoyarme siempre que lo he necesitado, por amarme como soy y por ser el hombre tan bello y trabajador que es.

CONTENIDO

| | Página |
|---|--------|
| LISTA DE FIGURAS..... | ix |
| LISTA DE TABLAS..... | x |
| RESUMEN..... | xi |
| ABSTRACT..... | xii |
| I. INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| II. ANTECEDENTES..... | 3 |
| II.I. Importancia de los sistemas marinos lagunares..... | 3 |
| II.I.I. La laguna El Tóbari..... | 3 |
| II.II. Metales pesados en ecosistemas marinos..... | 4 |
| II.II.I. Bioacumulación, biomagnificación y transferencia de metales pesados en ecosistemas marinos..... | 7 |
| II.II.II. Ciclo biogeoquímico del mercurio y su presencia en los Ecosistemas marinos..... | 9 |
| II.II.III. Fraccionamiento geoquímico del mercurio..... | 12 |
| II.III. Isótopos estables de carbono y nitrógeno..... | 13 |
| II.III.I Fraccionamiento isotópico..... | 14 |
| II.III.II. Usos de los isótopos estables..... | 16 |
| III. HIPÓTESIS..... | 18 |
| IV. OBJETIVOS..... | 19 |
| IV.I General..... | 19 |
| IV.II. Específicos..... | 19 |
| V. MATERIALES Y MÉTODOS..... | 20 |
| V.I. Área de estudio..... | 20 |
| V.II. Diseño del muestreo..... | 20 |
| V.III. Recolección de las muestras..... | 21 |
| V.IV. Procesamiento de las muestras..... | 27 |
| V.IV.I. Digestión de las muestras biológicas..... | 27 |
| V.V. Extracción secuencial de sedimentos..... | 27 |
| V.VI. Análisis de mercurio..... | 28 |
| V.VII. Análisis de isótopos estables..... | 29 |
| V.VIII. Control analítico..... | 30 |
| V.IV. Análisis estadístico..... | 30 |
| VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 32 |
| VI.I. Concentraciones de Hg en las fracciones geoquímicas de los sedimentos..... | 32 |
| VI.I.I. Fracción reactiva..... | 32 |
| VI.I.II. Fracción ligada a piritas..... | 35 |
| VI.II. Concentraciones totales de Hg en los organismos del ecosistema Lagunar El Tóbari, Sonora..... | 38 |
| VI.III. Relaciones tróficas en el ecosistema El Tóbari..... | 51 |

CONTENIDO (continuación)

| | Página |
|---|--------|
| VI.IV. Transferencia y biomagnificación de mercurio en la trama trófica de El Tóbari | 61 |
| VII. CONCLUSIONES..... | 74 |
| VIII. RECOMENDACIONES..... | 75 |
| IX. BIBLIOGRAFÍA..... | 76 |

LISTA DE FIGURAS

| Figura | | Página |
|--------|---|--------|
| 1 | Ciclo biogeoquímico del mercurio | 12 |
| 2 | Sitios de muestreo en el sistema lagunar El Tóbari | 22 |
| 3 | Correlación entre la composición de $\delta^{15}\text{N}$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de agosto de 2011 | 63 |
| 4 | Correlación entre la composición de $\delta^{15}\text{N}$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de febrero de 2012 | 64 |
| 5 | Correlación entre la composición de $\delta^{15}\text{N}$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de mayo de 2012 | 65 |
| 6 | Correlación entre la composición de $\delta^{15}\text{N}$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de octubre de 2012 | 66 |

LISTA DE TABLAS

| Tabla | | Página |
|-------|---|--------|
| 1 | Abundancia y masa atómica de algunos isótopos estables en la naturaleza | 15 |
| 2 | Muestras recolectadas en los cuatro muestreos en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora | 25 |
| 3 | Concentraciones de Hg obtenidas y de referencia, y los porcentajes de recuperación en el material certificado de las muestras biológicas y sedimentos, durante los cuatro muestreos en el sistema lagunar el Tóbari, Sonora | 31 |
| 4 | Concentraciones promedio totales de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ base seca \pm DE) en las fracciones geoquímicas biodisponibles en los sedimentos de la Laguna El Tóbari, Sonora durante los cuatro muestreos | 34 |
| 5 | Concentraciones promedio totales de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ base seca \pm DE) de las muestras de organismos colectados en el Tóbari durante los cuatro muestreos | 41 |
| 6 | Intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y δ^{15} de muestras biológicas de los muestreos de Agosto 2011 y febrero 2012 | 53 |
| 7 | Intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y δ^{15} de muestras biológicas de los muestreos de Mayo 2012 y Octubre 2012 | 55 |
| 8 | Factores de biomagnificación modificados entre las principales relaciones tróficas de los organismos de El Tóbari, durante los cuatro muestreos | 67 |

RESUMEN

El mercurio (Hg) es un metal pesado de amplia distribución que proviene tanto de fuentes naturales como antropogénicas, no tiene función biológica conocida y es tóxico para diversos organismos vivos. El Hg es bioacumulado por organismos marinos y su biomagnificación es frecuentemente reportada en diversas tramas tróficas. El sistema lagunar El Tóbari está ubicado al suroeste del estado de Sonora, sus aguas costeras están sujetas a descargas antropogénicas no tratadas como los efluentes de drenes agrícolas, domésticos y de una granja camaronícola. El objetivo de este trabajo fue determinar la acumulación, transferencia y biomagnificación del mercurio en sedimentos y en los organismos de los diferentes estratos de la trama trófica del ecosistema El Tóbari en épocas diferentes del año, con el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno. El Hg se cuantificó por espectrofotometría de absorción atómica acoplado a un generador de vapor frío. Las fracciones biodisponibles de Hg en los sedimentos tuvieron variaciones estacionales, con las mayores concentraciones en los muestreos de mayo (de 0.20 a 0.30 $\mu\text{g g}^{-1}$) y octubre de 2012 (de 0.24 a 0.32 $\mu\text{g g}^{-1}$). Las concentraciones totales de Hg en los organismos también tuvieron variaciones estacionales, con mayores concentraciones en agosto de 2011 (0.87 a 5.28 $\mu\text{g g}^{-1}$) y febrero de 2012 (0.97 a 5.98 $\mu\text{g g}^{-1}$). Los valores más bajos de Hg (de 0.83 a 1.69 $\mu\text{g g}^{-1}$) se encontraron en los productores primarios y los más altos (3.20 a 6.44 $\mu\text{g g}^{-1}$) en las aves. El contenido de Hg en los organismos muestreados en este estudio tuvo variaciones aún en organismos con hábitos alimenticios similares. La composición promedio más baja de $\delta^{15}\text{N}$ se observó en el fitoplancton (intervalo de 7.97 a 8.60 ‰) y la más alta se encontró en las aves (intervalo de 13.86 a 19.68 ‰). El mercurio está siendo biomagnificado en la trama trófica de El Tóbari, ya que las concentraciones de Hg fueron mayores al aumentar la composición de $\delta^{15}\text{N}$ en los organismos.

Palabras clave: Mercurio, biomagnificación, laguna costera, trama trófica, isótopos estables.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is a heavy metal widely distributed that have natural and anthropogenic sources. It is a toxic element that is bioaccumulated by marine organisms and its biomagnification is frequently reported in marine food webs. The lagoon system El Tobarí is located on the southwest of the state of Sonora and it is impacted by anthropogenic discharges (effluents from agriculture, municipal sewage and shrimp farm). The aim of this work was to determine the seasonal accumulation, transfer and biomagnification of Hg in sediment and organisms of the food web of El Tobarí using cold-vapor-atomic absorption spectrometry and stable isotopes of carbon and nitrogen. The bioavailable fractions of Hg in sediments were seasonal variations, with the highest concentrations in the samples of May and October 2012 with values of 0.20 a 0.30 $\mu\text{g g}^{-1}$ and 0.24 a 0.32 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectively. Hg concentrations in organisms were also seasonal variations, the highest concentrations were found in the samples of August 2011 and February 2012 with values of 0.87 a 5.28 $\mu\text{g g}^{-1}$ and 0.97 a 5.98 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively. The lowest values of Hg were found in phytoplankton (range 1.14-1.69 $\mu\text{g g}^{-1}$), macroalgae (range 0.84-1.57 $\mu\text{g g}^{-1}$), and mangroves (range 0.83-1.15 $\mu\text{g g}^{-1}$). The birds showed the highest Hg levels (range 3.20-6.44 $\mu\text{g g}^{-1}$). The content of Hg in organisms showed seasonal and interspecific variations, even in organisms with similar feeding habits. The average of $\delta^{15}\text{N}$ composition were lowest in phytoplankton (range 7.97-8.60‰), while the highest $\delta^{15}\text{N}$ values were found in birds (range 13.86-19.68‰). The biomagnification of Hg is occurring in the food web El Tóbarí because the Hg concentrations increased proportionally to $\delta^{15}\text{N}$ composition in organisms.

Key words: Mercury, biomagnification, coastal lagoon, food web, stable isotopes.

I. INTRODUCCIÓN

La problemática de contaminación de los ecosistemas acuáticos es amplia y diversa. Entre los contaminantes se encuentran los microorganismos patógenos, la materia orgánica, los hidrocarburos del petróleo, los nutrientes, los plaguicidas y los metales pesados (Huerta-Díaz y Morse, 1992; y Páez-Osuna, 2005).

Los metales pesados tienen una amplia distribución en la naturaleza y entre sus fuentes naturales están los yacimientos de minerales y las emisiones volcánicas. Sin embargo, las principales generadoras de niveles anormales de metales pesados en el ambiente son las fuentes antropogénicas (Phillips, 1994; Fitzgerald y Lamborg, 2005; y Páez-Osuna, 2005). Existen muchos productos y actividades que contaminan con metales pesados como son el empleo de detergentes con enzimas, la utilización masiva de pinturas y las descargas de aguas residuales de las industrias como la de papel, la producción de fertilizantes, la industria del acero, la de producción de cemento y la industria textil (Phillips, 1994; Fitzgerald y Lamborg, 2005; y Páez-Osuna, 2005). Los ecosistemas acuáticos no son ajenos a la contaminación con metales pesados.

El mercurio es uno de los metales pesados que se considera un problema ambiental importante. Es altamente tóxico, bioacumulativo y llega a biomagnificarse en las tramas tróficas terrestres y marinas (Fitzgerald y Lamborg, 2005). Su toxicidad, en los seres humanos y en los organismos de los diversos ecosistemas, depende de varios factores abióticos y bióticos como la forma química, la concentración del metal, la vía de exposición y la condición reproductiva, entre otros (Mackay y Fraser, 2000).

El Tóbari es un ecosistema lagunar que se localiza en la región suroeste del Estado de Sonora. En sus márgenes se desarrolla la pesca artesanal, que es el soporte económico de las familias de los poblados cercanos. Además, esta región es de gran valor económico para el desarrollo del turismo ecológico, y es sitio de conservación de flora y fauna, de especies endémicas y migratorias. García-Hernández (2004), reportó que a este sistema lagunar llegan descargas de 10 drenes de la región agrícola del Valle del Yaqui y que en su boca norte se descargan efluentes de una de las granjas camaronícolas de mayor superficie (aproximadamente 1190 ha) en el estado de Sonora.

Considerando los efluentes que descargan en el sistema lagunar El Tóbari, el propósito de esta investigación fue determinar la acumulación, transferencia y biomagnificación de mercurio en los diferentes estratos de la trama trófica en dicho ecosistema, durante cuatro épocas del año, mediante el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno.

II. ANTECEDENTES

II.I. Importancia de los Sistemas Marinos Lagunares

Los ecosistemas costeros son de gran importancia ya que por las actividades que se desarrollan en sus alrededores y márgenes impactan a la economía, la ecología y el ámbito social. A lo largo del Golfo de California se encuentran lagunas costeras que poseen una gran riqueza biológica y diversidad genética, albergando a miles de especies (Flores-Verdugo et al., 1992; Amezcua-Linares, 1996; Hendrickx et al., 2002; y Páez-Osuna et al., 2003). Además, a lo largo de todo el litoral del Golfo de California se han desarrollado varias ciudades y poblados, que por su desarrollo poblacional e industrial, producen efluentes que frecuentemente descargan en los ecosistemas costeros. Entonces las fuentes principales de contaminación más comunes en las aguas costeras del Golfo de California son las aguas domésticas urbanas, rurales e industriales no tratadas. Entre las industrias más contaminantes se encuentra la agricultura; se sabe que las zonas agrícolas altamente tecnificadas e intensivas de la región ocasionan contaminación por el uso intensivo de plaguicidas y fertilizantes (Osuna-López e Izaguirre-Fierro, 2000; y Páez-Osuna, 2005).

II.I.I. La Laguna El Tóbari

La laguna El Tóbari se localiza en el municipio de Benito Juárez, a 40 km al suroeste de Ciudad Obregón. Es un ecosistema de gran importancia ecológica ya que alberga especies endémicas y migratorias, y es un área de desarrollo de especies de flora y fauna. Por estas razones, este ecosistema está incluido entre las Zonas Prioritarias de Conservación Costera y Oceánica de la Comisión Nacional del Conocimiento y Uso de la Biodiversidad de México (Aguilar et al., 2008). Además, es sustento económico de

pescadores ribereños de varios poblados aledaños que capturan y comercializan peces, moluscos y camarón, principalmente. En la boca norte del ecosistema se encuentra una granja camaronícola, La Atanasia, que cuenta con 1 100 ha de superficie de cultivo y cuyas descargas ocurren en el cuerpo principal de la laguna (García-Hernández, 2004).

La laguna El Tóbari también es un receptor importante de aguas residuales agrícolas provenientes del Valle del Yaqui y de descargas domésticas de poblaciones aledañas (García-Hernández, 2004). Estas descargas han provocado problemas de incremento de contaminantes y de nutrientes. Además, esta problemática se vio incrementada por la construcción en 1973 de un predraplén con el que se tuvo acceso a la barrera de arena de la laguna (llamada Isla Huivulai) y que provocó graves problemas de azolvamiento. Entonces, la hidrodinámica del ecosistema se interrumpió y la acumulación de contaminantes posiblemente se incrementó.

II.II Metales Pesados en Ecosistemas Marinos

Los metales pesados son un grupo de elementos identificados como metales y metaloides, con una densidad mayor a 5 g/cm^3 . A diferencia de otras sustancias contaminantes como plaguicidas, hidrocarburos y plásticos, los metales pesados se encuentran de manera natural en la corteza terrestre y algunos de ellos forman parte de los seres vivos. Debido a esto, hay concentraciones naturales o basales de estos elementos en los suelos, sedimentos, aguas, atmósfera y en los organismos vivos (Tessier et al., 1979; Kersten y Förstner, 1986; y Luoma, 1989).

En los organismos, los metales pesados pueden ser esenciales o no, si es que tienen o no una función biológica definida. De acuerdo a Simkiss y Mason (1983), se consideran esenciales para los organismos marinos si: (a) están en todos los tejidos vivos, (b) se mantienen en concentraciones constantes en una fuente dada, (c) en su ausencia se afecta la fisiología de los organismos y (d) vuelve a la normalidad cuando se repone el metal. Entre los metales esenciales se encuentra el cromo, cobalto, cobre, selenio, hierro, manganeso, molibdeno, níquel, vanadio y zinc (Rainbow, 2002). Entre los metales sin

función biológica se encuentran el oro, plata, cadmio, mercurio, arsénico y plomo. Los metales pesados esenciales o no pueden manifestar toxicidad cuando su concentración sobrepasa ciertos límites o bien cambia una o más condiciones en el medio (Rainbow, 1993).

Los metales pesados tienen una amplia distribución en la naturaleza. Entre las fuentes naturales de metales están los yacimientos de minerales, las emisiones volcánicas, las surgencias y los arrastres pluviales (Phillips, 1994; Fitzgerald y Lamborg, 2005; y Páez-Osuna, 2005). Sin embargo, las fuentes antropogénicas son las principales generadoras de niveles anormales de metales pesados en los diferentes reservorios. En el ambiente costero descargan una gran cantidad de efluentes de diversas industrias, por lo que dependiendo del tipo de industria predominante puede ser la mayor contribución al enriquecimiento de los metales.

Por ejemplo, el empleo de detergentes con enzimas ha sido relacionado con la contaminación por manganeso (Mn), hierro (Fe), cromo (Cr), cobalto (Co), zinc (Zn) y arsénico (As). La utilización masiva de pinturas constituye una fuente potencial de metales como el cobre (Cu), cadmio (Cd), plomo (Pb) y Zn. Así mismo, los talleres de revelado y el empleo de determinados desinfectantes está relacionado con la contaminación por plata (Ag). Entre los metales que se encuentran en niveles más elevados en los sólidos de las aguas residuales sobresalen el níquel (Ni), Cr, Cu, Pb, Zn, Cd y Ag, en concentraciones de 15 a 200 veces más altas que las contenidas en las rocas de la corteza terrestre (Phillips, 1994; y Fitzgerald y Lamborg, 2005). En general, la industria del papel y la celulosa se relacionan con Cr, Cu, Hg, Pb, Ni y Zn; la petroquímica con el Cd, Cr, Fe, Hg, Pb, estaño (Sn), vanadio (V) y Zn; la producción de fertilizantes con Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Ni, Sn, V y Zn; la industria del acero con Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Ni, Sn, V y Zn; la producción de cemento con Cr, V y Zn; la textil y las tenerías con Cr; y las termoeléctricas con Cr, Cu y Zn (Phillips, 1994; Fitzgerald y Lamborg, 2005; y Páez-Osuna, 2005).

En México, existen numerosas lagunas costeras. En el Golfo de California, desde el Río Colorado en Sonora hasta San Blas, Nayarit, Lankford (1977) reportó 35 lagunas

costeras. En muchas de ellas están presentes asentamientos humanos, y en consecuencia estos ecosistemas son influenciados por actividades antropogénicas. Diversos estudios en muchos ecosistemas costeros del Golfo de California han demostrado que las diferentes actividades antropogénicas han tenido un impacto sobre los niveles de los diversos contaminantes, incluidos los metales pesados (Páez-Osuna, 2005).

Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001) reportaron concentraciones relativamente altas de Cd (entre 0.6 y 1.7 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cu (entre 12 y 82 $\mu\text{g g}^{-1}$), Pb (entre 12 y 145 $\mu\text{g g}^{-1}$) y Zn (entre 85 y 320 $\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos superficiales en una laguna costera aledaña al Puerto de Mazatlán, un ecosistema impactado por actividades industriales. Cuando se compararon con valores basales, los sedimentos estuvieron moderadamente enriquecidos con Cu y Zn, pero altamente enriquecidos con Cd y Pb. Green-Ruiz y colaboradores (2005), reportaron un intervalo de concentración de Hg entre 0.3 y 2.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales de la Bahía de Guaymas, un área impactada por actividades industriales y por descargas municipales. Cuando estos valores fueron comparados con valores basales, se encontró que esta área está de moderada a fuertemente contaminada con Hg.

En un estudio donde midieron el riesgo de contaminación con Hg asociado al consumo de diversos organismos marinos colectados de diversas lagunas costeras del Golfo de California y del Golfo de México, Ruelas-Inzunza y colaboradores (2011) reportaron que las mayores concentraciones del metal se encontraron en las especies carnívoras de peces, por lo que el riesgo de contaminación con Hg fue mayor por el consumo de las mismas. En un estudio realizado en el estero de Urias, zona impactada por efluentes de la acuicultura, industriales y de una planta termoeléctrica en Mazatlán Sinaloa, se encontraron concentraciones de Cd (entre 1.1 a 6 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cu (entre 33 a 110 $\mu\text{g g}^{-1}$), Ni (entre 0.7 a 2.9 $\mu\text{g g}^{-1}$), Pb (entre 6.4 a 19.4 $\mu\text{g g}^{-1}$), y Zn (entre 1146 a 2531 $\mu\text{g g}^{-1}$), en ostiones (*C. corteziensis*), es decir, acumulación de metales pesados en estos organismos debido a las descargas que recibe el estero (Frías-Espericueta et al., 2005).

En la parte central de Sinaloa, se encuentra la laguna costera subtropical Altata-Ensenada del Pabellón, la cual es afectada por descargas municipales, industriales y

agrícolas (Páez-Osuna et al., 1998). Entre los diversos estudios realizados en este ecosistema, se han encontrado concentraciones de Pb (entre 46 y 294 $\mu\text{g g}^{-1}$), Zn (de 18.8 a 176.1 $\mu\text{g g}^{-1}$), Cr (de 8.9 a 28.0 $\mu\text{g g}^{-1}$) y Co (de 8.2 a 37.1 $\mu\text{g g}^{-1}$) (Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2003). Los autores reportaron que las anomalías en las concentraciones de metales pesados en sedimentos superficiales estaban asociadas con las descargas agrícolas.

Todos estos estudios indican que hay una tendencia hacia un incremento en la concentración de metales pesados, sobre todo en las zonas de mayor influencia por actividades relacionadas con el crecimiento urbano e industrial. El ecosistema lagunar El Tóbari está influenciado por descargas agrícolas del Valle del Yaqui (se contabilizaron 10 drenes) y por efluentes de una granja de cultivo de camarón (García-Hernández, 2004). Datos preliminares (Jara-Marini, comunicación personal) indican que en este ecosistema hay concentraciones relativamente altas de Cd, Pb y Hg en sedimentos y organismos, por lo que no ha escapado a la problemática de contaminación con metales pesados.

II.II.I. Bioacumulación, Biomagnificación y Transferencia de Metales Pesados en Ecosistemas Marinos

Los metales pesados poseen propiedades físicas y químicas que los hacen contaminantes persistentes en los ecosistemas, y su comportamiento está regido por la combinación de factores abióticos y bióticos (Tessier et al., 1979; Luoma, 1990; y Phillips y Rainbow, 1994). Dentro de los factores abióticos se encuentran la concentración y la forma química del metal, la temperatura, el potencial redox, el pH y la salinidad, entre otros. Entre los factores bióticos se encuentran la velocidad de incorporación-excreción, los hábitos alimenticios, la edad, la etapa reproductiva, la talla y el sexo (Luoma, 1990; y Phillips y Rainbow, 1994).

En los ecosistemas marinos existen tres compartimentos ambientales donde pueden encontrarse los metales pesados: el agua, los sedimentos y la biota. El agua es un

reservorio abiótico donde se presentan los metales como iones disueltos en forma libre, como complejos, o adsorbidos al material fino (< 2 mm) (Florence, 1982; Phillips y Rainbow, 1994). El sedimento es considerado el depósito final de los metales, ya que por sus características químicas los metales se unen a las estructuras de este reservorio (Tessier et al., 1979; y Forstner y Wittmann, 1983). A partir de estos, puede ocurrir su movilización dependiendo de las condiciones fisicoquímicas (pH, el potencial redox, distribución del tamaño de partícula, la salinidad y la concentración de materia orgánica) del medio acuático (Tessier et al., 1979; Florence, 1982; y Forstner y Wittmann, 1983).

Los metales pesados, sean esenciales o no, pueden presentar efectos adversos sobre la biota de los ecosistemas marinos, dependiendo de los factores bióticos y abióticos mencionados anteriormente. Esto hace necesario definir algunos criterios que ayuden a elucidar su comportamiento en tales ecosistemas. La bioconcentración consiste en la absorción de metales pesados presentes en el agua, ya sea por respiración o por absorción por la piel, resultando una concentración del metal en el organismo acuático mayor que en el agua. Dependiendo de los hábitos del organismo, por ejemplo en los bentónicos como las almejas, la bioconcentración puede ocurrir desde los sedimentos (Mackay y Fraser, 2000). Así, el factor de bioconcentración (FBC) se define como:

$$\text{FBC} = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en el agua o en el sedimento}} \quad (1)$$

La bioacumulación es el proceso que provoca un incremento de la concentración de los metales pesados en un organismo acuático respecto a todas las vías de exposición: absorción por la dieta, absorción dérmica y transporte por superficies respiratorias (Mackay y Fraser, 2000). Así, el factor de bioacumulación (FBA) se define como:

$$\text{FBA} = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en las vías de exposición}} \quad (2)$$

La biomagnificación es un caso especial de bioacumulación, se define como la transferencia del metal de la dieta a los organismos, resultando en una mayor concentración del elemento en el organismo con respecto a su dieta (Mackay y Fraser, 2000). Así el factor de biomagnificación (FBM) se define como:

$$\text{FBM} = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en su dieta}} \quad (3)$$

Es necesario acotar que varios autores definen que el proceso de biomagnificación involucra al menos 3 niveles tróficos sucesivos, en donde las concentraciones del contaminante se incrementan de un nivel trófico a otro (Reinfelder et al., 1998; Dietz et al., 2000; y Wang, 2002).

II.II.II. Ciclo Biogeoquímico del Mercurio y su Presencia en los Ecosistemas Marinos

El mercurio es un metal pesado, que halla su origen en la palabra griega “hydragyrum” que significa “plata líquida”, por ser el único metal que se encuentra en estado líquido a temperatura ambiente (Zumdahl, 1998). Su símbolo químico es Hg, tiene un número atómico de 80 y un peso atómico de 200.59 uma. Más de 25 minerales contienen mercurio, pero su mena principal es el cinabrio (HgS) (Schroeder y Munthe, 1998). En forma elemental se volatiliza a temperatura ambiente (Brown et al., 2009) y se estima que ha sido utilizado desde hace más de 2 300 años como pigmento de color rojizo (Parson y Percival, 2005). Después de la primera guerra mundial el Hg se empezó a extraer a gran escala a partir del cinabrio y a utilizarse en procesos como la producción de cloro y álcalis, además de ser un subproducto en la extracción de oro y plata y de otros minerales, por lo que su distribución en el ambiente creció exponencialmente (Fitzgerald y Lamborg, 2005).

Actualmente, la demanda de Hg ha disminuido. Se estima que en el 2005 se produjeron entre 700 y 1200 toneladas métricas del elemento, provenientes principalmente de España, China, Argelia y Kirguistán (PNUMA, 2005). Sin embargo, este metal es un

contaminante ambiental, altamente persistente, bioacumulativo, tóxico y que se distribuye en todos los compartimientos ambientales (Fitzgerald et al., 1998). El Hg participa en una serie de procesos ambientales complejos en el aire, agua, suelo y biota de los diferentes ecosistemas. Puede existir en diferentes especies químicas y cada una de ellas tiene distintas propiedades, por lo que sus efectos dependerán de varios factores (Steffen et al., 2008). Las tres especies químicas más importantes del Hg presentes en el medio ambiente son: (1) mercurio elemental (Hg^0), que es un líquido que se volatiliza a temperatura ambiente, tiene baja solubilidad en agua y es la especie que predomina en la atmósfera. Es la forma química más estable y puede ser transportada largas distancias dependiendo de las condiciones atmosféricas; (2) ion mercúrico o mercurio II (Hg^{2+}), que es soluble en agua, es la forma principal en la deposición húmeda y es afín tanto a compuestos orgánicos como inorgánicos y (3) metilmercurio (CH_3Hg^+), es la forma química más tóxica, es liposoluble, afín a compuestos orgánicos y fácilmente bioacumulable por organismos vivos, por lo que su potencial de biomagnificación es alto (Fitzgerald et al., y Shroeder y Muther, 1998).

En la Figura 1 se describe el ciclo biogeoquímico del Hg. En los ambientes acuáticos, este metal suele encontrarse en forma de Hg^{2+} , que se absorbe fácilmente a partículas y/o a microorganismos suspendidos en la columna de agua. Allí puede ocurrir la metilación, bajo ciertas condiciones fisicoquímicas, como puede ser la limitación de oxígeno. Al sedimentar, estas partículas de materia orgánica con el metal ligado son metabolizadas por diferentes microorganismos y también pueden producir su metilación.

La metilación del Hg es la principal reacción que lleva a cabo un número importante de bacterias, fundamentalmente las reductoras de sulfato, como una respuesta metabólica. Estas reacciones se desarrollan bajo condiciones anóxicas en la columna de agua y principalmente en los sedimentos marinos (Fitzgerald y Lamborg, 2005). La formación del metilmercurio (CH_3Hg^+) implica la adición al Hg^{2+} de un grupo metilo, proporcionado por la metilcobalamina. La transferencia de un segundo metilo produce dimetilmercurio (CH_3HgCH_3). Las especies metiladas son rápidamente transferidas a organismos tanto de la columna de agua como a los bentónicos, y a través de las

interacciones propias de las tramas alimenticias. Entonces pueden ser bioconcentradas, bioacumuladas y/o transferidas a organismos de niveles tróficos superiores (desde el fitoplancton hasta peces carnívoros) (Fitzgerald y Lamborg, 2005).

Las especies orgánicas del Hg son las más tóxicas para la biota. El dimetilmercurio aún más tóxico que el metilmercurio; sin embargo la doble metilación es termodinámicamente menos viable, por lo que su predominancia en los ambientes acuáticos es baja (Fitzgerald y Lamborg, 2005).

En la columna de agua de los ecosistemas marinos, el Hg también puede estar en su forma elemental (Hg^0) y dado su carácter volátil, una gran parte se transporta a la atmósfera. Sin embargo, la mayor fuente de Hg^0 en la atmósfera proviene del vulcanismo y la quema de combustibles fósiles (Fitzgerald y Lamborg, 2005). El Hg^0 es una especie estable, que predomina en este compartimiento y puede ser transportada largas distancias dependiendo de las condiciones atmosféricas. En la atmósfera, la oxidación de Hg^0 puede ocurrir por la presencia de OH, O_3 , y Cl_2 (Noelle, 2009 y Lindberg et al., 2007). El proceso de reducción de Hg^{2+} a Hg^0 ocurre en presencia de SO_2 y luz solar (Lindberg et al., 2007). La especie principal de Hg^{2+} en la atmósfera es predominantemente en forma de HgCl_2 y en determinadas condiciones puede ocurrir la metilación fotoquímica de la especie (Fitzgerald y Lamborg, 2005 y Noelle, 2009).

En la bibliografía es frecuente que se publique la biomagnificación de Hg (Castilhos y Bidone, 2000; Dietz et al., 2000; y Wang, 2002). Gray (2002) hizo una revisión entre los años 1970 y 2000, y encontró que sólo este metal era reportado como biomagnificado en diferentes tramas de ecosistemas marinos, y algunos estudios mostraron que sólo las formas orgánicas de mercurio fueron las que se biomagnificaron, ya que son altamente liposolubles y reactivas, de ahí la importancia de estudiar las especies metiladas de este metal. En los sedimentos se ha estimado que entre el 60-100% del Hg total cuantificado corresponde a las especies orgánicas (Fitzgerald y Lamborg, 2005). Por lo anterior es fundamental estudiar el comportamiento de este elemento en los ecosistemas marinos.

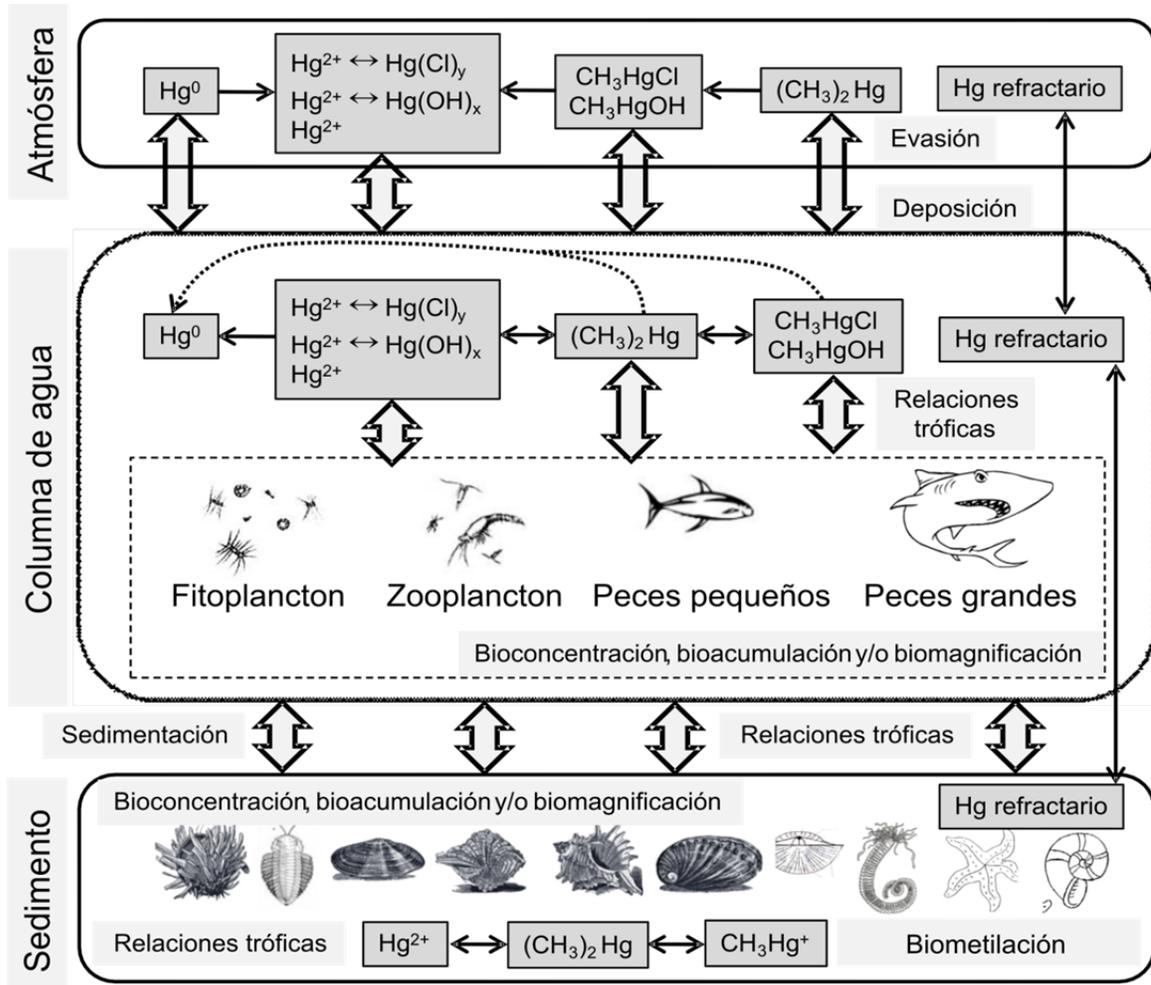


Figura 1. Ciclo biogeoquímico del mercurio. La metilación/conversión biótica es mediada por bacterias de los géneros *Desulfobacterium*, *Desulfobacter* y *Desulfovibrio*, entre otros microorganismos. La metilación también puede ser fotoquímica (proceso abiótico) (Modificado de Fitzgerald y Lamborg, 2005).

II.II.III. Fraccionamiento Geoquímico del Mercurio

La información sobre las concentraciones totales de los metales pesados en los sedimentos marinos por sí solos no es suficiente para evaluar su impacto ambiental. Las formas químicas en las que los metales pesados, incluido el Hg, se encuentran en los sedimentos son varias, desde formas libres hasta acomplexados en carbonatos, óxidos, sulfuros y materia orgánica. Estas especies químicas determinan su capacidad de

movilización y biodisponibilidad, en función de la fuerza que los unen a tales complejos (Tessier et al., 1979). Los procesos geoquímicos dominantes responsables del intercambio de metales en la interfase sedimento-agua son adsorción y precipitación (Salomons y Forstner, 1984 y Wang et al., 1997). Por lo anterior, es necesario identificar y cuantificar las formas en las cuales el metal está presente en los sedimentos para entender de manera más precisa el impacto potencial de las concentraciones de estos contaminantes en la biota. Así mismo, es importante evaluar los procesos de transporte, deposición y liberación bajo condiciones ambientales (Tessier et al., 1979 y Salomons y Forstner, 1984). Una manera de hacerlo es a través de esquemas de extracción secuencial donde se simulan condiciones ambientales (Tessier et al., 1979 y Salomons y Forstner, 1984). La extracción secuencial consiste en separar (solubilizar) de manera consecutiva los metales pesados del sedimento. Los sedimentos se exponen a una solución selectiva, que extrae los metales pesados asociados a un componente específico, luego se añade otra solución extractora (para evitar problemas con la reabsorción de los elementos), y así sucesivamente hasta completar todas las fracciones (Tessier et al., 1979).

Se han propuesto varios esquemas para elucidar el comportamiento geoquímico de los metales pesados en los sedimentos marinos. Tessier y colaboradores (1979), propusieron 5 fracciones geoquímicas en las que los metales están ligados: fracción intercambiable, ligada a carbonatos, ligada a óxi-hidróxidos de fierro y manganeso, ligada a compuestos orgánicos y fracción residual. Huerta-Díaz y Morse (1992), propusieron 3 fracciones geoquímicas en sedimentos con alto contenido de materia orgánica: fracción soluble, ligada a silicatos y fracción ligada a piritas. El uso de un esquema u otro dependerá de las características de los sedimentos en los ecosistemas de estudio.

II.III. Isótopos Estables de Carbono y Nitrógeno

Los isótopos son átomos de un mismo elemento con igual número de protones (mismo número atómico) pero con diferente número de neutrones (diferente peso atómico). Existen isótopos estables, los cuales no cambian a través del tiempo, e inestables,

también llamados radioactivos. Estos últimos emiten radioactividad a medida que se transforman en un elemento estable (Peterson y Fry, 1987). Los isótopos estables poseen elementos ligeros y pesados, cuya abundancia en la naturaleza es variable (Tabla 1).

II.III.I. Fraccionamiento Isotópico

Las diferencias en las masas atómicas de los isótopos estables hacen que éstos respondan diferente a procesos físicos y reacciones químicas, provocando su fraccionamiento isotópico. Con esto, es posible obtener información de los procesos biogeoquímicos de la naturaleza ya que cada fase o sustancia tiene una composición isotópica diferente (Peterson y Fry, 1987 y Cabana y Rasmussen, 1994). Existen tres fenómenos que causan el fraccionamiento isotópico en la naturaleza. El primero son las reacciones de intercambio isotópico de equilibrio, que envuelven la redistribución de isótopos entre diferentes moléculas que los contienen. Como segundo fenómeno se encuentran los procesos cinéticos irreversibles, en los que las velocidades de reacción dependen de la composición isotópica de los reactantes y productos. El tercero son los procesos fisicoquímicos, como la difusión, la evaporación y la precipitación, en los que el fraccionamiento está guiado por diferencias en masa, temperatura y/o concentración (Peterson y Fry, 1987 y Cabana y Rasmussen, 1994).

El fraccionamiento isotópico durante las reacciones químicas se explica en parte por las diferencias en los niveles de energía de vibración molecular de los dos átomos cuando están enlazados a otros átomos, ya que la frecuencia de vibración es inversamente proporcional a la masa, lo que hace que el átomo ligero sea más fácil de romper y por lo tanto más móvil (DeNiro y Epstein, 1978; Bickert, 2006; y Burdige, 2006).

La composición isotópica en un componente determinado, por ejemplo un organismo, está reportada como valores δ en partes por mil (‰) con respecto a un estándar:

$$\delta = \left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} - 1 \right) \times 1000 \quad (4)$$

donde R es la relación del isótopo pesado al ligero (por ej. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$; $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Un valor positivo indica que la muestra contiene mayor isótopo pesado en relación al estándar (Peterson y Fry, 1987 y Burdige, 2006). Entre los estándares de referencia aceptados

Tabla 1. Abundancia y masa atómica de algunos isótopos estables en la naturaleza¹.

| Elemento | Isótopo estable | Masa atómica (uma) | Abundancia promedio (%) |
|-----------|-----------------|--------------------|-------------------------|
| Hidrógeno | ^1H | 1.0078 | 99.99 |
| | ^2H | 2.0140 | 0.02 |
| Carbono | ^{12}C | 12.0000 | 98.90 |
| | ^{13}C | 13.0034 | 1.10 |
| Nitrógeno | ^{14}N | 14.0031 | 99.63 |
| | ^{15}N | 15.0001 | 0.37 |
| Oxígeno | ^{16}O | 15.9949 | 99.76 |
| | ^{18}O | 17.9992 | 0.20 |
| Azufre | ^{32}S | 31.9721 | 95.02 |
| | ^{33}S | 32.9715 | 0.75 |
| | ^{34}S | 33.9679 | 4.21 |
| | ^{36}S | 35.9571 | 0.02 |

¹ Modificada de Burdige (2006).

internacionalmente que se utilizan en la cuantificación de isótopos estables se encuentra el PDB (Pee Dee Belemnite) que es un carbonato de calcio correspondiente a una roca caliza fósil (*Belemnitella americana*) de la formación cretácica del Río Pee Dee en Carolina del Sur, EUA (Boutton, 1991) y se usa para medir la relación de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$; el aire atmosférico para $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ y el CDT (Cañón del Diablo Troilite) para $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ (Peterson y Fry, 1987).

II.III.II. Usos de los Isótopos Estables

Los isótopos se han empleado como trazadores, los cuales permiten seguir la pista de los elementos carbono (C), azufre (S), nitrógeno (N), hidrógeno (H) y oxígeno (O) en las plantas, suelos, agua o atmósfera. Generalmente, las aplicaciones de los isótopos estables se han centrado en estudios de ecología (cadenas tróficas y flujos de energía), de nutrientes (ciclos biogeoquímicos), ambientales (flujo de contaminantes) y paleontología (Bickert y Burdige, 2006).

Hablando específicamente de su uso en las cadenas tróficas, los isótopos estables pueden constituir una herramienta muy útil para el estudio de los flujos de energía en las cadenas alimenticias (Peterson y Fry, 1987 y Burdige, 2006). Los isótopos estables de C y N se han utilizado con éxito para evaluar la estructura de la cadena alimentaria y los niveles tróficos en ecosistemas costeros (Peterson y Fry, 1987 y Cabana y Rasmussen, 1994). En general, el fraccionamiento isotópico de N de un nivel trófico al inmediato superior varía entre 3 y 5‰, por lo que puede ser usado para caracterizar las posiciones tróficas de los organismos en la cadena alimentaria (Cabana y Rasmussen, 1994). En cambio, el fraccionamiento isotópico de C de un nivel trófico al inmediato superior es de aproximadamente 1‰, por lo cual este es más usado para identificar las últimas fuentes de carbono en la cadena alimentaria (Peterson y Fry, 1987).

En cuanto a estudios ambientales, existen varias investigaciones sobre la transferencia de metales pesados en tramas tróficas usando isótopos de C y N. Camusso y

colaboradores (1998), estudiaron la transferencia de metales pesados en una trama béntica usando isótopos de C y N, y reportaron que las mayores concentraciones de 5 metales se encontraron en los niveles tróficos superiores. Dehn y colaboradores (2006), estudiaron una trama trófica del Ártico y las implicaciones sobre la transferencia de plata, cadmio y mercurio en los diferentes niveles tróficos; encontraron que algunos organismos de niveles tróficos altos acumularon concentraciones significativas de metales pesados, aunque no se determinó la biomagnificación de alguno de los tres metales estudiados.

En México, en dos estudios sobre la transferencia de metales pesados realizados en una trama trófica de una laguna costera del Golfo de California usando isótopos estables de C y N, Jara-Marini y colaboradores (2009; 2012), encontraron la biomagnificación parcial (en algunos estratos) de Cd, Cu y Zn, y la biomagnificación completa (en toda la trama trófica) de mercurio. En este contexto los isótopos estables de C y N son una herramienta para elucidar cómo ocurre la transferencia de metales pesados en las tramas tróficas y determinar si ocurre o no la biomagnificación.

III. HIPÓTESIS

En la laguna Él Tóbari, existen concentraciones elevadas de mercurio, el cual se ha acumulado en los sedimentos y ha sido biomagnificado en la trama trófica de este ecosistema.

IV. OBJETIVOS

IV.I. General

Determinar la acumulación, transferencia y biomagnificación de mercurio en los diferentes estratos de la trama trófica del sistema lagunar El Tóbari, Sonora, mediante el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno.

IV.II. Específicos

1. Determinar la concentración de mercurio total en las fracciones biodisponibles de los sedimentos superficiales del sistema lagunar El Tóbari.
2. Determinar la concentración de mercurio total en organismos de diferentes estratos de la trama trófica colectados en diferentes sitios del sistema lagunar El Tóbari.
3. Determinar la composición isotópica de carbono y nitrógeno en los organismos de los diferentes estratos de la trama trófica de diferentes sitios del sistema lagunar El Tóbari.
4. Evaluar estacionalmente la acumulación, transferencia y biomagnificación de mercurio en los organismos de los diferentes estratos de la trama trófica de diferentes sitios del sistema lagunar El Tóbari.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

V.I. Área de Estudio

La laguna El Tóbari se localiza en el municipio de Benito Juárez, a 40 km al suroeste de Ciudad Obregón y a 14 km de Villa Juárez en el Estado de Sonora. Geográficamente está localizada en las coordenadas 26°54' y 27°10' latitud norte y a 109°50' y 110°24' de longitud oeste, y cubre una superficie 7 000 Ha. Se encuentra separada del Golfo de California por una barra arenosa y posee dos bocas. La profundidad promedio es de 1.4 m. Las zonas profundas se dan en los canales principales de acceso a las bocas, con profundidades de 5 m en la boca norte y 8 m en la boca sur (CIPAMEX, 2009).

V.II. Diseño del Muestreo

Se realizó un muestreo aleatorio simple. Para comparar la concentración del mercurio estacionalmente se hicieron 4 muestreos en épocas distintas del año en diferentes sitios de la laguna El Tóbari (Figura 2): agosto de 2011, y febrero, mayo y octubre de 2012. Los sitios de muestreo se establecieron en base a las actividades antropogénicas desarrolladas en la laguna, así como un punto externo. Las áreas de muestreo se distribuyeron de la siguiente manera: drenes (sitios, 8, 9, 10 y 11), zona acuícola (sitios, 5 y 6), dentro de la laguna (sitios, 1, 2, 4, 7 y 12) y fuera de la laguna (sitio 3). Se colectaron muestras de sedimento y de organismos en diferentes sitios del área de estudio, tratando de coleccionar el mayor número posible de especies, que fueron repetibles en cada muestreo y de todos los niveles tróficos.

V.III. Recolección de las Muestras

A continuación se detallan los diferentes estratos de la trama trófica que fueron muestreados, así como los sedimentos. Las especies fueron identificadas de acuerdo a Fischer y colaboradores (1995a, 1995b y 1995c).

V.III.I. Fitoplancton

Se realizaron arrastres horizontales de 5 minutos en las áreas entre los puntos de muestreo con una red para fitoplancton (D=30 cm, L= 30 cm) de luz de malla de 30 μm a una velocidad de dos nudos. Las muestras fueron almacenadas en recipientes de plástico con tapa de 200 ml previamente lavados y etiquetados. Para la identificación de especies, una porción de la muestra fue fijada con lugol al 4% v/v en campo y una vez en el laboratorio se utilizó un microscopio óptico Leica (modelo DC, 300 V 2.0), cámaras Sedgwick-Rafler, objetivo 10x y diluciones 1:10 (Alonso-Rodríguez, 2004) para su identificación. Se hizo el cálculo de abundancia relativa por grupos (Palma-González y Kaiser-Contreras, 1993). La otra porción se congeló a -40°C para su posterior procesamiento y análisis de mercurio e isótopos estables.

V.III.II. Zooplancton

Se recolectaron en las áreas de los puntos de muestreo por medio de arrastres horizontales de 7 minutos con una red para zooplancton (D=50 cm, L=250 cm) con luz de malla de 270 μm , a una velocidad de dos nudos. Las muestras se depositaron en recipientes de plástico con tapa de 200 mL, una parte de la muestra se fijó con formalina para identificar las especies mediante un microscopio óptico Leica (modelo DC, 300 V 2.0), cámaras Sedgwick-Rafler, objetivo 10x y diluciones 1:10 (Alonso-Rodríguez, 2004). Se identificó el género y se hizo el cálculo de abundancia relativa por grupos (Palma-González y Kaiser-Contreras, 1993). La otra porción se congeló a -40°C para su posterior procesamiento y análisis de mercurio e isótopos estables.

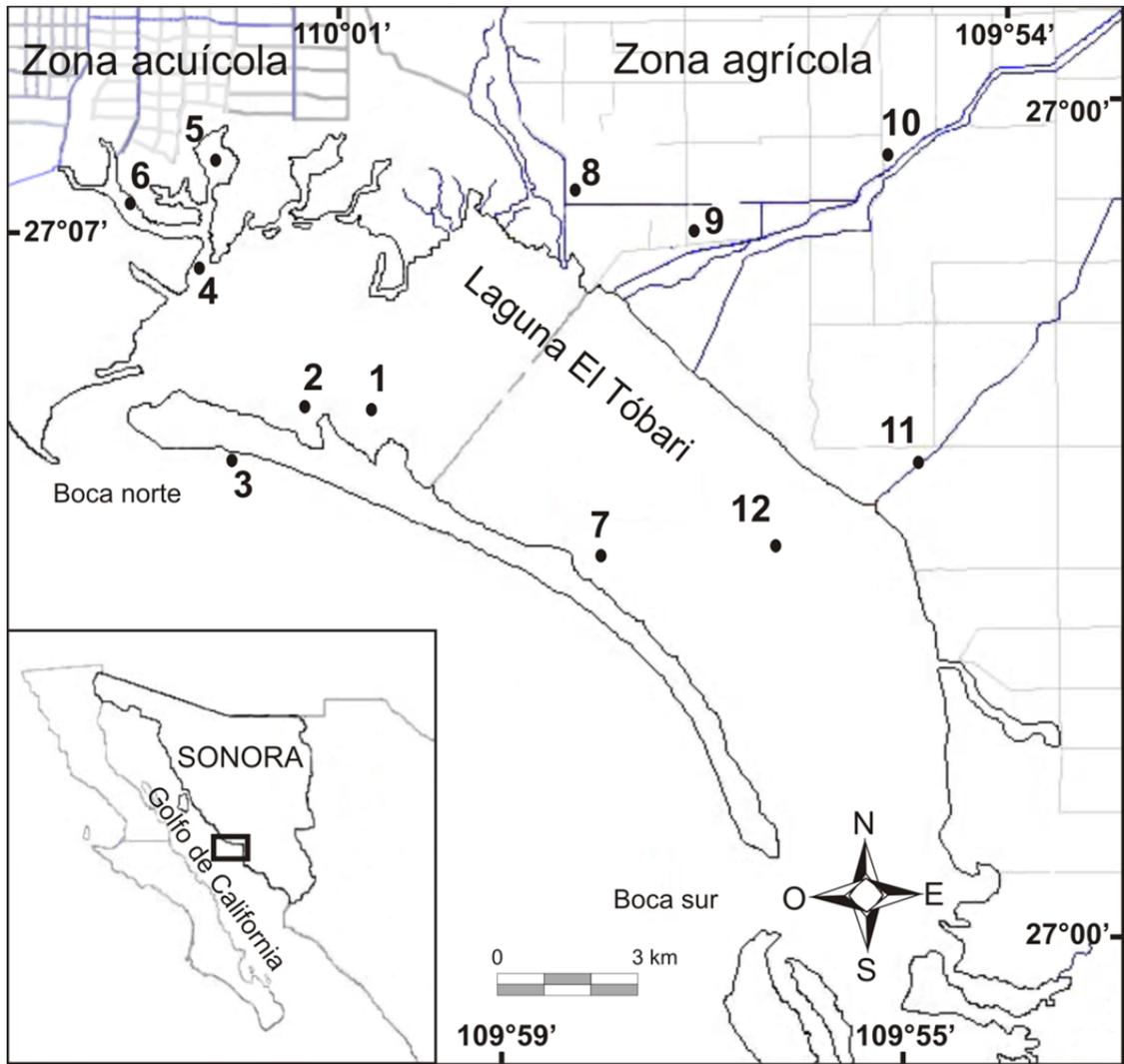


Figura 2. Área de estudio y los sitios de muestreo en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora.

V.III.III. Macroalgas

Las macroalgas fueron colectadas por buceo libre en los diferentes sitios. Se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se transportaron al laboratorio en hieleras. Las muestras se lavaron con agua corriente y agua bidestilada. Se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se congelaron a -40°C para su procesamiento y posterior análisis.

V.III.IV. Mangles

Se recolectaron hojas de dos especies de mangle de diferentes partes del árbol, se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se transportaron al laboratorio en hieleras. Las muestras fueron lavadas con agua de la llave y con agua bidestilada. Se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se congelaron a -40°C para su procesamiento y posterior análisis de mercurio e isótopos estables.

V.III.V. Crustáceos

Los organismos de camarón y jaiba fueron colectadas utilizando una red tarrayera de 1.27 cm de luz de malla, colocadas en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y en hieleras para su transportación al laboratorio. En el laboratorio, los organismos fueron lavados con agua de la llave y con agua destilada, se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se congelaron a -40°C para su posterior procesamiento y análisis de mercurio e isótopos estables.

V.III.VI. Moluscos

Las muestras de ostión, almejas y caracol fueron colectadas manualmente de las raíces del manglar, de las cajas de cultivo y del sedimento. Se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se transportaron al laboratorio en hieleras. Se lavaron con agua de la llave y agua bidestilada. Se diseccionaron con equipo de acero inoxidable previamente

acondicionado, los tejidos se colocaron en recipientes etiquetados de plástico con tapa y se congelaron a -40°C para su posterior procesamiento y análisis de mercurio e isótopos estables.

V.III.VII. Peces

Se colectaron varias especies de peces, con diferentes hábitos alimenticios, utilizando una red tarrayera de 5 cm de luz de malla. Se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y en hieleras para su transportación al laboratorio. Los organismos fueron lavados con agua de la llave y agua bidestilada, se diseccionaron con equipo de acero inoxidable, se colocaron en bolsas tipo zip-lock etiquetadas y se congelaron a -40°C para su posterior procesamiento y análisis de mercurio e isótopos estables.

V.III.VIII. Sedimento

Se colectaron 800 g de sedimento superficial (2.5 cm desde la superficie) utilizando una draga Van Veen de acero inoxidable, una cuchara de plástico paleta y un recipiente de plástico. Las muestras fueron colocadas en bolsas de plástico tipo zip-lock etiquetadas y en hieleras para su transportación al laboratorio. Los sedimentos fueron secados a 55°C por 24 h en una estufa Precision Scientific (Modelo STG-80). Finalmente fueron colocados en bolsas tipo zip-lock, etiquetadas para su posterior procesamiento y análisis de mercurio e isótopos estables.

En la Tabla 2 se presentan las especies y las tallas de organismos, el número total de muestras y los sitios donde fueron colectadas, durante los cuatro muestreos en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora.

Tabla 2. Muestras colectadas en los cuatro muestreos en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora.

| Muestra | Grupo o especie | Estadío | Individuos (Muestra compuesta) | Tejido analizado | Sitios de colecta | Número de muestras |
|--------------|------------------------------------|---------|-----------------------------------|---------------------|--------------------------------|--------------------------|
| Sedimento | Superficial | - | 500 g | | 1,2,4,5,6,7,8,9, 10,11 y 12 | 44 |
| Fitoplancton | Compuesta | - | <i>n</i> individuos (5 g) | Completo | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 28 |
| Macroalga | <i>Ulva lactuca</i> | - | <i>n</i> individuos (5 g) | Completo | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 13 |
| | <i>Ulva intestinalis</i> | - | <i>n</i> individuos (5 g) | Completo | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 19 |
| | <i>Gracilaria vermiculophylla</i> | - | <i>n</i> individuos (5 g) | Completo | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 15 |
| | <i>Spyridia filamentosa</i> | - | <i>n</i> individuos (5 g) | Completo | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 6 |
| Mangle | <i>Avicennia germinans</i> | - | 6 individuos (10 g) | Hojas | 4, 5 y 6 | 16 |
| | <i>Rizhopora mangle</i> | - | 6 individuos (10 g) | Hojas | 4, 5 y 6 | 12 |
| Zooplancton | Compuesta | - | <i>n</i> individuos (5 g) | Completo | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 28 |
| Almeja | <i>Chione fructifraga</i> | Adulto | 7 individuos (50 g) | blando | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 16 |
| | <i>Chione gnidia</i> | Adulto | 7 individuos (50 g) | blando | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 33 |
| Ostión | <i>Crassostrea gigas</i> | Adulto | 5 individuos (50 g) | blando | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 19 |
| | <i>Crassostrea corteziensis</i> | Adulto | 5 individuos (50 g) | blando | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 17 |
| Balano | <i>Fistulobalanus dentivarians</i> | Adulto | 30 individuos (5 g) | blando | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 15 |
| Caracol | <i>Hexaplex erythrostroma</i> | Adulto | 4 individuos (50 g) | blando | 1,2,4,5,6,7 y 12 | 28 |

Tabla 2. Muestras colectadas en los cuatro muestreos en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora (continuación).

| Muestra | Grupo o especie | Estadío | Individuos (Muestra compuesta) | Tejido analizado | Sitios de colecta | Número de muestras |
|-------------------------|----------------------------------|----------------|-----------------------------------|---------------------|----------------------|--------------------------|
| Camarón | <i>Litopenneus vannamei</i> | Adulto | 9 individuos (70 g) | Completo | 1,2,4,5,6, 7 y 12 | 28 |
| Jaiba | <i>Callinectes arcuatus</i> | Juvenil/Adulto | 8 individuos (200 g) | Completo | 1,2,4,5,6, 7 y 12 | 59 |
| Lisa | <i>Mugil cephalus</i> | Juvenil/Adulto | 3 individuos (500 g) | Completo | 1,2,4,5,6, 7 y 12 | 44 |
| Mojarra | <i>Gerres cinereus</i> | Juvenil/Adulto | 4 individuos (500 g) | Completo | 1,2,4,5,6, 7 y 12 | 44 |
| Pargo | <i>Lutjanus argentiventris</i> | Juvenil/Adulto | 4 individuos (500 g) | Completo | 1,2,4,5,6, 7 y 12 | 38 |
| Roncacho | <i>Haemulopsis leuciscus</i> | Juvenil/Adulto | 4 individuos (500 g) | Completo | 1,2,4,5,6, 7 y 12 | 49 |
| Pedrete corona clara | <i>Nyctanassa violacea</i> | Adulto | 3 individuos (1 g) | Sangre | 1,2 y 7 | 12 |
| Rascón picudo | <i>Rallus longirostris</i> | Adulto | 3 individuos (1 g) | Sangre | 1,2 y 7 | 6 |
| Cormorán | <i>Phalacrocorax brasilianus</i> | Adulto | 3 individuos (1 g) | Completo | 1,2 y 7 | 6 |
| Tijereta | <i>Fregata magnificens</i> | Adulto | 3 individuos (1 g) | Completo | 1,2 y 7 | 12 |

V.IV. Procesamiento de las Muestras

Las muestras de organismos congeladas a $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ se liofilizaron durante 72 h en un liofilizador (Labconco modelo Freeze Dry System) y posteriormente se homogenizaron manualmente en un mortero de ágata.

V.IV.I. Digestión de las Muestras Biológicas

Las muestras se digirieron vía húmeda con ácido nítrico (HNO_3) concentrado en vasos de digestión lineal (CEM, modelo HP-500) usando una autoclave (Modelo No. 75x, All American, EUA), como sigue: se pesaron 0.25 ± 0.003 g de muestra en un vaso de digestión y se adicionaron 5 ml de HNO_3 concentrado. Los vasos se colocaron en la autoclave y se mantuvieron a 15 libras de presión por 35 minutos. Posteriormente las muestras digeridas se dejaron enfriar a temperatura ambiente, se aforaron a 50 mL con agua HPLC y se transfirieron a recipientes etiquetados de polietileno con tapa previamente acondicionados para su posterior análisis.

V.V. Extracción Secuencial de Sedimentos

Se utilizó el método de extracción secuencial propuesto por Huerta Díaz y Morse (1990), debido a las características del sedimento del área de estudio, el cuál es limoso, arcilloso y con materia orgánica. En total se obtuvieron tres fracciones geoquímicas. Se pesaron 2.5 g de sedimento seco homogenizado, en tubos de centrifuga de plástico de 50 mL. Se procedió a la extracción secuencial como sigue:

1. Fracción reactiva. Se agregaron 20 mL de un solución de ácido clorhídrico (HCl , J.T. Baker Neutrasorb, México) 1M, se agitó mecánicamente por 16 h a temperatura ambiente, posteriormente se centrifugó a 3000 rpm por 5 min. Por último se realizó un lavado con 10 mL de agua HPLC mediante agitación manual, seguida de una centrifugación a 3000 rpm por 5 min. Se repitió el lavado una vez. Las soluciones extraídas se transfirieron a recipientes etiquetados de polietileno con tapa

previamente acondicionados para su posterior análisis. Al residuo obtenido se le realizó la siguiente etapa de extracción secuencial.

2. Fracción ligada a silicatos. Se adicionaron 30 mL de ácido fluorhídrico (HF, Fermont, México) 10M, se agitó mecánicamente por 1 h a temperatura ambiente, posteriormente se centrifugó a 3000 rpm por 5 min. Se agregaron nuevamente 30 mL de HF 10M y se agitó mecánicamente por 8 h a temperatura ambiente. A continuación se agregaron 5 g de ácido bórico (H_3BO_4 , Fermont, México) se agitó mecánicamente por 8 h a temperatura ambiente y se centrifugó a 3000 rpm por 5 min. Finalmente se realizó un lavado con 10 mL de agua HPLC agitando manualmente, seguida de una centrifugación a 3000 rpm por 5 min. Se repitió el lavado una vez. Las soluciones extraídas se transfirieron a recipientes etiquetados de polietileno con tapa previamente acondicionados para su posterior análisis. Al residuo obtenido se le realizó la siguiente etapa de extracción secuencial.
3. Fracción ligada a piritas. Se adicionaron 10 mL de ácido nítrico (HNO_3 , J.T. Baker Neutrasorb, México) concentrado y se agitó mecánicamente por 2 h a temperatura ambiente, posteriormente se centrifugó a 3000 rpm por 5 min. Por último se realizó un lavado con 10 mL de agua HPLC agitando manualmente, seguida de una centrifugación a 3000 rpm por 5 min. Para terminar el residuo obtenido se secó a $50^\circ C$ por 2 min. Las soluciones extraídas se transfirieron a recipientes etiquetados de polietileno con tapa, previamente acondicionados para su posterior análisis.

V.VI. Análisis de Mercurio

Se cuantificó mercurio total mediante la generación de vapor frío VARIAN (modelo VGA-77) acoplado a un espectrofotómetro de absorción atómica VARIAN (modelo SpectrAA 240FS), usando dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) al 1% p/v y cloruro estano (SnCl₂) al 25% p/v, como agentes reductores.

V.VII. Análisis de Isótopos Estables

Una porción del tejido de los organismos (músculo en el caso de moluscos, crustáceos, peces y aves) se lavó con ácido clorhídrico 0.1N para eliminar carbonatos. Las muestras fueron secadas a 50°C por 12 h en una estufa Precision Scientific (Modelo STG-80), homogeneizadas y empacadas en capsulas de estaño (1 mg de tejidos de organismos, entre 15 y 20 mg para las muestras de sedimento y entre 10 y 20 mg para el material retenido en los filtros).

Los isótopos estables ^{13}C y ^{15}N se determinaron en un analizador de isótopos Carlo Erba NA 2100 acoplado a un espectrómetro de masas Finnigan Delta S y a un analizador Europea Scientific ANCA-NT 20-20 con un módulo de preparación sólido/líquido (Europa Scientific, Crewe, UK). Los estándares utilizados fueron el PDB (Pee Dee Belemnite) para carbono y aire atmosférico para nitrógeno (Fry, 2006 y Hoefs, 2009). Además, se utilizó acetanilida como estándar de referencia.

El nivel trófico de los organismos de El Tóbari se determinó usando la metodología reportada por Hobson y Welch (1992):

$$NT = 2 + \left(\frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{GT}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{CP}}}{3.0} \right) \quad (5)$$

donde NT es el nivel trófico, N_{GT} es la composición isotópica de N en el organismos de interés, N_{CP} es la composición isotópica de N promedio en los consumidores primarios. Es este trabajo, N_{CP} fueron los valores de 11.78 ‰ correspondiente a zooplancton para este trabajo.

V.VIII. Control Analítico

Se corrieron blancos reactivos cada dos lotes de digestión como control. La exactitud del procedimiento analítico se evaluó mediante el análisis de los materiales de referencia certificados, tanto para la cuantificación de mercurio en las muestras biológicas como en las fracciones de extracción secuencial. Los materiales de referencia utilizados fueron hígado de pez perro Dolt-4, músculo de pez perro Dorm-2 y sedimento marino PACS-2, del Consejo Nacional de Investigación de Canadá (NRC por sus siglas en Inglés). Los resultados de las concentraciones encontradas en los materiales de referencia biológicos se presentan en la Tabla 3.

V.IV. Análisis Estadístico

Se utilizó estadística descriptiva para calcular las concentraciones medias de Hg en los tejidos de los organismos, así como la desviación estándar y el coeficiente de variación. Asimismo, se realizó la prueba de homogeneidad de varianza y de normalidad utilizando la prueba de Barlett y de Kolmogorov-Smirnov, respectivamente. Para determinar las diferencias en el contenido de mercurio en los estratos de la trama trófica y en las fracciones geoquímicas del sedimento se utilizó un análisis de varianza con la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba de diferencia de medias comparaciones múltiples de Newman-Keuls para detectar diferencias de concentración entre los estratos de la trama (Glantz, 2002).

Para los datos de isótopos estables, se realizaron pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianza (prueba de Barlett). Se hizo el análisis de varianza no paramétrico Kruskal-Wallis y una prueba de diferencia de medias de Newman-Keuls para detectar diferencias en los niveles de isótopos estables entre los diferentes grupos de organismos colectados. Se realizó un análisis de regresión para determinar las correlaciones entre los niveles de $\delta^{13}\text{C}$ y los niveles de $\delta^{15}\text{N}$ en los diferentes organismos. Para ello se utilizó el paquete computacional NCSS versión 6.0 (NCSS, 2007).

Tabla 3. Concentraciones de mercurio obtenidas y de referencia, y los porcentajes de recuperación en el material certificado de las muestras biológicas y sedimentos, durante los cuatro muestreos en el sistema lagunar el Tóbari, Sonora.

| Material de referencia | Hg obtenido ($\mu\text{g g}^{-1}$) | Hg referencia ($\mu\text{g g}^{-1}$) | Porcentaje de recuperación |
|----------------------------------|---|---|-------------------------------|
| Agosto de 2011 | | | |
| Músculo de pez perro (Dorm-2) | 3.88 ± 0.13 | 4.64 | 83.53 ± 2.81 |
| Hígado de pez perro (Dolt-4) | 2.32 ± 0.06 | 2.58 | 89.78 ± 2.32 |
| Sedimento marino (Pacs-2) | 2.56 ± 0.01 | 3.04 | 84.28 ± 0.34 |
| Febrero de 2012 | | | |
| Músculo de pez perro (Dorm-2) | 4.07 ± 0.11 | 4.64 | 87.69 ± 2.47 |
| Hígado de pez perro (Dolt-4) | 2.44 ± 0.01 | 2.58 | 94.51 ± 0.54 |
| Sedimento marino (Pacs-2) | 2.70 ± 0.03 | 3.04 | 88.80 ± 1.00 |
| Mayo de 2012 | | | |
| Músculo de pez perro (Dorm-2) | 4.01 ± 0.03 | 4.64 | 86.52 ± 0.73 |
| Hígado de pez perro (Dolt-4) | 2.50 ± 0.09 | 2.58 | 96.99 ± 3.68 |
| Sedimento marino (Pacs-2) | 2.77 ± 0.05 | 3.04 | 91.10 ± 1.47 |
| Octubre de 2012 | | | |
| Músculo de pez perro (Dorm-2) | 4.12 ± 0.16 | 4.64 | 88.84 ± 3.50 |
| Hígado de pez perro (Dolt-4) | 2.54 ± 0.02 | 2.58 | 98.64 ± 0.94 |
| Sedimento marino (Pacs-2) | 2.65 ± 0.08 | 3.04 | 87.10 ± 2.59 |

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VI.I. Concentraciones de Mercurio en las Fracciones Geoquímicas de los Sedimentos

El estudio de metales pesados en sedimentos es de importancia clave en la identificación de fuentes de contaminantes en sistemas acuáticos (Green-Ruiz y Paez-Osuna, 2003) y son varias las formas químicas en las que los metales pesados, incluido el Hg, se encuentran en los sedimentos, desde formas libres hasta acomplexados en carbonatos, óxidos, sulfuros y materia orgánica. Estas especies químicas determinan su capacidad de movilización y biodisponibilidad, en función de la fuerza que los unen a tales complejos (Tessier et al., 1979). Es por ello que se realizó la cuantificación de Hg en las fracciones geoquímicas de los sedimentos y sólo se reportarán y discutirán las fracciones de metal biodisponible (fracción reactiva y fracción ligada a piritas) dado que son las concentraciones de Hg que potencialmente puede tener un efecto adverso sobre la salud de los organismos. Se agruparon las concentraciones de Hg por zona y sitio de muestreo, resultando cuatro zonas: agrícola, acuícola, interno a la laguna y un punto externo a la laguna (Tabla 4). Existen pocos estudios realizados en las fracciones reactiva y piritas, por lo que en este trabajo, se relaciona en la medida de lo posible con publicaciones en condiciones similares a nuestro trabajo.

VI.I.I. Fracción Reactiva

Esta fracción comprende a los metales libres, ligados a oxi-hidróxidos de Fe y Mn, y ligados a carbonatos (Huerta-Díaz y Morse, 1990); teóricamente representa el metal más disponible para la biota circundante, por lo que los niveles de metales contenidos en esta

fracción reflejan el potencial tóxico inmediato de los mismos (Tessier et al., 1979 y Huerta-Díaz y Morse, 1992). En la Tabla 4 se presentan los resultados de las concentraciones de Hg en la fracción reactiva. Los intervalos de los valores promedio de Hg determinados en esta fracción durante los muestreos fueron como sigue ($\mu\text{g g}^{-1} \pm \text{DE}$ base seca): en agosto de 2011 de 0.033 ± 0.001 a 0.040 ± 0.003 ; en febrero de 2012 de 0.032 ± 0.001 a 0.045 ± 0.007 ; en mayo de 2012 de 0.154 ± 0.022 a 0.212 ± 0.001 ; y en octubre de 2012 de 0.181 ± 0.004 a 0.198 ± 0.001 . El análisis de varianza de Kruskal-Wallis para la fracción reactiva mostró que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las concentraciones medias de Hg, donde las mayores concentraciones corresponden a los muestreos de mayo y octubre de 2012 (entre 3.9 a 6.6 veces mayor). Respecto a las concentraciones de Hg por zona de muestreo, para la fracción reactiva en los cuatro muestreos, no hubo diferencia significativa ($p > 0.05$), lo que nos indica que posiblemente la contaminación se ha extendido a lo largo de todo el ecosistema.

Existen pocos estudios sobre el comportamiento de Hg en la fracción reactiva. Nava-López y Huerta-Díaz (2001) reportaron una concentración de $0.026 \mu\text{g g}^{-1}$ en los primeros 2.5 cm de sedimentos anóxicos no sulfurosos, colectados frente a Tijuana, Baja California. Jara Marini (2008) reportó intervalos de concentración de Hg en esta fracción entre 0.010 y $0.08 \mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos de un ecosistema lagunar del sur del Golfo de California. García-Rico y colaboradores (2006), reportaron un intervalo de Hg entre 0.065 y $0.10 \mu\text{g g}^{-1}$ en la fracción intercambiable (método de Tessier et al., 1979) de sedimentos superficiales de zonas ostrícolas del estado de Sonora. Los intervalos encontrados en este estudio son comparables con estos reportes en los primeros dos muestreos pero significativamente menores en los dos últimos muestreos. Se sugiere que la temperatura posiblemente contribuya al incremento de las concentraciones de Hg en los sedimentos (García-Rico et al., 2006), así como la temporada de lluvias. Sin embargo para este caso las concentraciones de Hg resultaron mayores en los meses que corresponden a primavera y otoño.

Tabla 4. Concentraciones promedio totales de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ base seca \pm DE) en las fracciones geoquímicas biodisponibles en los sedimentos de la laguna El Tóbari, Sonora durante los cuatro muestreos.

| | | Agosto 2011 | | | Febrero 2012 | | |
|----------|--------------|-------------------|------------------|---------------------|-------------------|------------------|---------------------|
| Zona | Sitios | Fracción reactiva | Fracción piritas | Total biodisponible | Fracción reactiva | Fracción piritas | Total biodisponible |
| Agrícola | 8,9,10 y 11 | 0.034 a 0.037 | 0.039 a 0.056 | 0.075 a 0.095 | 0.033 a 0.045 | 0.037 a 0.069 | 0.072 a 0.114 |
| Acuícola | 5 y 6 | 0.033 a 0.034 | 0.052 a 0.083 | 0.087 a 0.116 | 0.034 a 0.034 | 0.036 a 0.094 | 0.070 a 0.128 |
| Interno | 1,2,4,7 y 12 | 0.034 a 0.040 | 0.040 a 0.075 | 0.075 a 0.115 | 0.032 a 0.040 | 0.038 a 0.116 | 0.075 a 0.149 |
| Externo | 3 | 0.033 a 0.333 | 0.048 a 0.048 | 0.082 a 0.082 | 0.032 a 0.032 | 0.049 a 0.049 | 0.082 a 0.082 |
| | | Mayo 2012 | | | Octubre 2012 | | |
| Zona | Sitios | Fracción reactiva | Fracción piritas | Total biodisponible | Fracción reactiva | Fracción piritas | Total biodisponible |
| Agrícola | 8,9,10 y 11 | 0.187 a 0.212 | 0.094 a 0.117 | 0.286 a 0.307 | 0.187 a 0.198 | 0.060 a 0.111 | 0.247 a 0.306 |
| Acuícola | 5 y 6 | 0.179 a 0.181 | 0.048 a 0.099 | 0.229 a 0.278 | 0.191 a 0.193 | 0.081 a 0.086 | 0.272 a 0.279 |
| Interno | 1,2,4,7 y 12 | 0.154 a 0.211 | 0.047 a 0.091 | 0.252 a 0.292 | 0.192 a 0.196 | 0.077 a 0.130 | 0.269 a 0.326 |
| Externo | 3 | 0.202 a 0.202 | 0.055 a 0.055 | 0.256 a 0.256 | 0.181 a 0.181 | 0.131 a 0.131 | 0.312 a 0.312 |

VI.I.II. Fracción Ligada a Piritas

Los minerales de sulfuro han tenido atención considerable debido a su potencial como reservorios y como fuente secundaria de metales pesados, dependiendo de las condiciones dominantes en el sedimento (Moore et al., 1988 y Huerta-Díaz y Morse, 1990). El azufre es convertido en diferentes tipos de sulfuros en condiciones anóxicas y estos tienen gran afinidad por los metales pesados que son liberados de otras fases del sedimento. Cuando las condiciones se vuelven óxicas, los metales son liberados, por lo que el comportamiento de los metales está fuertemente influenciado por la interacción con los sulfuros autigénicos. Esto es lo que hace que esta fracción sea considerada como biodisponible, aún cuando es extraída después de la fracción ligada a los silicatos (Huerta-Díaz y Morse, 1990).

Los intervalos de los valores promedio de Hg determinados en esta fracción durante los muestreos fueron como sigue ($\mu\text{g g}^{-1} \pm \text{DE base seca}$): en agosto de 2011, de 0.039 ± 0.007 a 0.083 ± 0.003 ; en febrero de 2012, de 0.036 ± 0.001 a 0.116 ± 0.004 ; en mayo de 2012, de 0.047 ± 0.000 a 0.117 ± 0.010 ; y en octubre de 2012, de 0.060 ± 0.004 a 0.131 ± 0.002 . De acuerdo al análisis de varianza, hubo variaciones significativas ($p < 0.05$) en las concentraciones medias de Hg, encontrándose que las concentraciones mayores se presentaron en los meses de mayo y octubre de 2012. Respecto a las concentraciones de Hg por zona de muestreo, en los meses de agosto de 2011 y febrero de 2012 no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$), sin embargo en los meses de mayo y octubre de 2012 sí la hubo ($p < 0.05$). En el mes de mayo de 2012 los drenes presentaron las mayores concentraciones (0.094 a $0.117 \mu\text{g g}^{-1}$) y las menores, en el punto externo ($0.055 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en octubre ocurrió lo contrario, en el punto externo se encontraron las mayores concentraciones (0.131 a $0.131 \mu\text{g g}^{-1}$) y en los drenes las menores (0.060 a $0.111 \mu\text{g g}^{-1}$). Lo anterior nos indica que los sedimentos en el punto externo también se encuentran expuestos a la contaminación, por lo que posiblemente el estado de contaminación de la laguna es extendido.

Existen pocos estudios sobre el comportamiento de Hg en la fracción ligada a piratas. Nava-López y Huerta-Díaz (2001) reportaron una concentración de $0.037 \mu\text{g g}^{-1}$ en los primeros 2.5 cm de sedimentos colectados frente a Tijuana, Baja California. En otro estudio, Jara Marini (2008) reportó intervalos de concentración de Hg en esta fracción entre 0.039 y $0.125 \mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos de un ecosistema lagunar del sur del Golfo de California. Estos valores son similares a los encontrados en el presente estudio.

La sumatoria de las concentraciones de Hg de las fracciones reactiva y piratas en cada muestreo corresponden a la concentración total de metales biodisponibles. Los intervalos de las concentraciones promedio encontradas fueron ($\mu\text{g g}^{-1} \pm \text{DE base seca}$): en agosto de 2011, de 0.075 ± 0.003 a 0.116 ± 0.003 ; en febrero de 2012, de 0.070 ± 0.001 a 0.149 ± 0.004 ; en mayo de 2012, de 0.202 ± 0.021 a 0.307 ± 0.009 ; y en octubre de 2012, de 0.247 ± 0.019 a 0.326 ± 0.016 . Claramente, las concentraciones mayores ($p < 0.05$) de Hg biodisponible correspondieron a los muestreos de mayo y octubre de 2012. Nava-López y Huerta-Díaz (2001) reportaron una asociación lineal entre las concentraciones de metales en la fracción reactiva y en la fracción ligada a piratas en sedimentos marinos, donde las concentraciones de estos elementos en la fracción de piratas es proporcionalmente mayor a las encontradas en la fracción reactiva. Por zona de muestreo, no existieron diferencias significativas ($p > 0.05$). Lo anterior sugiere que la contaminación en El Tóbari es extendida en todo el ecosistema.

Gutierrez-Galindo y colaboradores (2007), estudiaron la distribución y enriquecimiento de Hg en los sedimentos superficiales de la costa noroccidental de Baja California, encontrando un intervalo de concentración entre 0.036 y $0.092 \mu\text{g g}^{-1}$ (promedio $0.058 \mu\text{g g}^{-1}$), valores que fueron considerados como de bajo riesgo ecotoxicológico. En otro estudio hecho en Baja California, en la Bahía de Todos Santos, por Gutiérrez-Galindo y colaboradores (2008), se encontraron concentraciones de Hg en sedimentos superficiales de $0.010 \mu\text{g g}^{-1}$ a $0.063 \mu\text{g g}^{-1}$, con una media de $0.023 \mu\text{g g}^{-1}$. Estas concentraciones son menores a las concentraciones encontradas en el presente trabajo, las cuales, a su vez, son menores a las reportadas en áreas fuertemente contaminadas con Hg, como el Golfo de Trieste, en Italia, con un promedio de $3.04 \mu\text{g g}^{-1}$ (Covelli et al., 2001) y la Bahía de

Minamata (promedio de $2.9 \mu\text{g g}^{-1}$) y áreas aledañas (promedio de $3.6 \mu\text{g g}^{-1}$) en Japón (Tomiyasu et al., 2006).

En 1973 se construyó en la laguna el Tóbari, un pedraplén hacia la Isla Huivulai, que afectó significativamente la hidrodinámica de la laguna. Después de varias recomendaciones y situaciones legales, en marzo de 2012 se inició con su demolición provocando una resuspensión de sedimentos. Sumado a esto, la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), en su página oficial, publicó que era factible realizar dragados en El Tóbari a partir de la segunda quincena del mes de julio de 2011, pero fue hasta el 22 de agosto de 2011 que se iniciaron los trabajos de dragado, según informaron periódicos locales.

Se ha reportado (Páez-Osuna, 1999a y 1999b; y Páez-Osuna, 2005) que los dragados son fuentes de metales pesados ya que provocan la liberación de metales pesados hacia el ambiente acuático ya que movilizan metales que se encontraban en capas sedimentarias interiores profundas. Los resultados del presente trabajo muestran que el dragado provocó la movilización de Hg. Aunque las concentraciones de Hg en los drenes agrícolas no mostraron diferencia significativa respecto a las otras zonas de muestreo, las concentraciones encontradas en el presente fueron significativamente mayores después de los trabajos de demolición del pedraplén. Este ecosistema está fuertemente impactado por efluentes de la agricultura (provenientes del Valle del Yaqui), descargas acuícolas y efluentes urbanos (García-Hernández, 2004). Con respecto a los efluentes agrícolas, aunque el uso de pesticidas que contengan Hg en el estado de Sonora no está documentado (García-Rico et al., 2006), se sabe que los fertilizantes agrícolas y fungicidas son considerados una fuente importante de metales pesados (Wang et al., 2004). Además la acumulación de Hg posiblemente se incrementó por la construcción del pedraplén, debido a que éste modificó los patrones de circulación de la laguna, provocando el azolvamiento e incremento del tiempo de residencia de los contaminantes (Bravo y Escofet, 1998).

El Hg, como otros metales pesados, es un elemento de amplia distribución en la naturaleza y sus niveles basales o naturales han sido reportado en rangos de 0.05 a 0.08 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Turekian y Wedepohl, 1961; Fujii, 1976; y Bryan y Langston, 1992). Considerando las concentraciones biodisponibles encontradas en el presente estudio, el enriquecimiento de Hg en El Tóbari es evidente, ya que las concentraciones son entre 1 y 4.1 veces mayores a los valores basales. Desde un punto de vista diagenético, se ha postulado que los metales que tienen una cinética de reacción de intercambio de agua más rápida que el Fe^{2+} (como por ejemplo Cd, Pb y Zn) no se piritizan significativamente porque tienden a formar fases minerales sulfurosas discretas (MeS) antes de formar FeS y, subsecuentemente, pirita (Morse y Luther, 1999). Por lo contrario, los metales que tienen cinéticas de reacción más lentas que el Fe^{2+} (por ejemplo Mn y Hg) se incorporan a la pirita. La diagénesis y la bioturbación (por ejemplo la formación de sulfuros volátiles en ácido y la oxidación de pirita) en los sedimentos lagunares es más rápida que en sedimentos profundos. Por ejemplo, el Hg^{2+} no forma fácilmente la fase HgS, pero se puede incorporar a la pirita en sedimentos lagunares y estuarinos, ricos en materia orgánica, donde se pueden alcanzar elevados niveles de minerales de pirita (Morse y Luther, 1999). Las implicaciones ecotoxicológicas de las concentraciones de Hg en las fracciones de piritas son importantes ya que si las condiciones en los sedimentos cambian de anóxicas a óxicas (por eventos como la resuspensión y/o el dragado), el 100% de tales concentraciones se transferirán a formas lábiles y estarán altamente biodisponibles para la biota circundante (Huerta-Díaz y Morse, 1992).

VI.II. Concentraciones Totales de Hg en los Organismos del Sistema Lagunar El Tóbari, Sonora

El modelo en el que nos basamos para cuantificar Hg en los organismos de la laguna del Tóbari es el modelo cinético propuesto por Reinfelder y colaboradores (1998), y Wang (2002), en el cual se recomienda utilizar al organismo completo ya que la acumulación de metales pesados no es homogénea entre los tejidos y la transferencia de estos

elementos ocurre por la ingestión completa del organismo por parte de los depredadores. Sin embargo, en el caso de las aves se colectaron muestras de sangre debido a la dificultad de colectar organismos completos. Para dos especies de aves (*P. brasiliensis* y *F. magnificens*) fue posible colectar organismos completos debido a que encontramos individuos muertos de manera natural. Los datos fueron agrupados por grupo funcional de los organismos, en los que se describen sus hábitos alimenticios, lo que resultó en cuatro grupos funcionales (productores primarios, consumidores primarios, consumidores secundarios y consumidores terciarios).

En su mayoría, las investigaciones sobre biomagnificación involucran el análisis sólo de partes, órganos y/o fluidos de los organismos (por la dificultad de muestreo, por la toxicocinética del metal o intereses particulares del investigador), por ejemplo hígado, riñón, músculo o sangre. Los estudios con organismos completos son limitados, es por eso que en el presente estudio se hicieron comparaciones con organismos completos, con músculo y hepatopáncreas. De igual manera, las investigaciones de Hg en sistemas costeros generalmente están asociadas a actividades mineras y efluentes industriales puntuales, es por eso que debido a la escasez de zonas similares a las del presente estudio, se hicieron comparaciones con áreas relacionadas con contaminación por Hg.

Las concentraciones de Hg en los diferentes organismos colectados en El Tóbari en los cuatro muestreos se presentan en la Tabla 5. Entre los productores primarios, las dos especies de mangles tuvieron las concentraciones promedio menores ($p < 0.05$) de Hg en los cuatro muestreos, con un intervalo de 0.83 a 1.15 $\mu\text{g g}^{-1}$. El fitoplancton mostró concentraciones promedio similares (intervalo de 1.14 a 1.69 $\mu\text{g g}^{-1}$) a las de las macroalgas (intervalo de 0.84 a 1.57 $\mu\text{g g}^{-1}$) durante los cuatro muestreos. Entre las macroalgas, no hubo variaciones significativas entre las especies pero si hubo variaciones estacionales, ya que el intervalo en el muestreo de agosto de 2011 (de 1.30 a 1.57 $\mu\text{g g}^{-1}$) fue mayor al encontrado en los muestreos de mayo y octubre de 2012 (de 0.84 a 1.06 $\mu\text{g g}^{-1}$). Por especies, *G. vermiculophylla* y *U. intestinalis* fueron colectadas en los cuatro muestreos y las mayores concentraciones de Hg se encontraron en el muestreo de agosto 2011. De las cuatro especies de macroalgas colectadas, *U. lactuca*

fue la que presentó mayor concentración de mercurio, correspondiente al muestreo de agosto 2011.

Los productores primarios son considerados de gran importancia en la transferencia de metales pesados ya que generalmente son la base de las tramas tróficas marinas. Las macroalgas y los mangles acumulan las fracciones disueltas de los metales pesados, por lo que frecuentemente son utilizados como organismos biomonitores a la exposición de estos contaminantes (Saenger y McConchie, 2004; Coelho et al., 2005 y MacFarlane et al., 2007). Algunas concentraciones de Hg encontradas en el presente estudio son comparables a las reportadas por Coelho y colaboradores (2005), que encontraron amplias variaciones en las concentraciones del metal (intervalo de 0.016 a 2.15 $\mu\text{g g}^{-1}$) en tres especies de macroalgas de un ecosistema costero de Portugal; las mayores concentraciones estuvieron asociadas a los sitios más cercanos a las descargas de una industria de producción de cloro. Sin embargo, las concentraciones de Hg en los diferentes productores primarios del presente estudio son mayores a las reportadas en otras investigaciones. Por ejemplo, Kehrig (2011) que reportó concentraciones de Hg entre 0.017 y 0.205 $\mu\text{g g}^{-1}$ en fitoplancton (compuesto principalmente por cianobacterias, dinoflagelados y diatomeas) colectado en la Bahía Guanabara, Brasil, en el sur del Océano Atlántico. En otro estudio, Jara-Marini y colaboradores (2012), que reportaron concentraciones entre 0.018 y 0.030 $\mu\text{g g}^{-1}$ en fitoplancton, entre 0.021 y 0.056 $\mu\text{g g}^{-1}$ en especies de macroalgas y entre 0.016 y 0.038 $\mu\text{g g}^{-1}$ en dos especies de mangle, en una laguna costera del sur del Golfo de California.

En el presente estudio, las concentraciones de Hg total en zooplancton mostraron variaciones estacionales (intervalo de 1.49 a 2.10 $\mu\text{g g}^{-1}$), con la mayor concentración en el muestreo de agosto de 2011. Estas concentraciones son mayores a las encontradas en el fitoplancton. Además, estas concentraciones también son mayores a las reportadas en el zooplancton de diferentes ecosistemas costeros del mundo. Back y colaboradores (2003), evaluaron el contenido de Hg en zooplancton en las estaciones de primavera y verano, donde los intervalos de concentración fueron de 0.078 a 0.133 $\mu\text{g g}^{-1}$ y de 0.022

Tabla 5. Concentraciones promedio totales de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ base seca \pm DE) de las muestras de organismos colectados en El Tóbari durante los cuatro muestreos¹.

| Grupo funcional | Organismo | Agosto 2011 | Febrero 2012 | Mayo 2012 | Octubre 2012 |
|-------------------------------|---------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Productores primarios | | | | | |
| Fitoplancton | Compuesta | 1.69 ^b \pm 0.09 | 1.15 ^b \pm 0.08 | 1.14 ^b \pm 0.10 | 1.26 ^b \pm 0.03 |
| Macroalga | <i>U. lactuca</i> | 1.57 ^b \pm 0.08 | 1.06 ^b \pm 0.04 | 0.85 ^a \pm 0.17 | 0.99 ^a \pm 0.08 |
| | <i>U. intestinalis</i> | 1.30 ^b \pm 0.13 | 1.09 ^b \pm 0.09 | 0.95 ^a \pm 0.21 | - |
| | <i>G. vermiculophylla</i> | - | 0.97 ^a \pm 0.08 | 0.91 ^a \pm 0.11 | 1.06 ^b \pm 0.05 |
| | <i>S. filamentosa</i> | 1.38 ^b \pm 0.21 | 1.07 ^b \pm 0.10 | 0.84 ^a \pm 0.06 | 0.96 ^a \pm 0.15 |
| Mangle | <i>A. germinans</i> | 0.87 ^a \pm 0.09 | 0.99 ^a \pm 0.07 | 0.91 ^a \pm 0.03 | 0.86 ^a \pm 0.06 |
| | <i>R. mangle</i> | 0.91 ^a \pm 0.11 | 1.15 ^b \pm 0.01 | 0.87 ^a \pm 0.10 | 0.83 ^a \pm 0.01 |
| Consumidores primarios | | | | | |
| Zooplancton | Compuesta | 2.10 ^c \pm 0.06 | 1.96 ^b \pm 0.21 | 1.71 ^b \pm 0.05 | 1.49 ^b \pm 0.04 |
| Filtradores | | | | | |
| Almeja | <i>C. fructifraga</i> | 2.59 ^c \pm 0.36 | 2.60 ^c \pm 0.08 | 1.04 ^b \pm 0.07 | 1.50 ^b \pm 0.12 |
| | <i>C. gnidia</i> | 2.63 ^c \pm 0.30 | 2.45 ^c \pm 0.32 | 1.11 ^b \pm 0.08 | 1.52 ^b \pm 0.12 |
| Ostión | <i>C. gigas</i> | 2.55 ^c \pm 0.31 | 2.52 ^c \pm 0.33 | 1.01 ^b \pm 0.07 | 1.61 ^b \pm 0.05 |
| | <i>C. corteziensis</i> | 2.59 ^c \pm 0.63 | 2.55 ^c \pm 0.37 | 0.94 ^a \pm 0.13 | 1.52 ^b \pm 0.10 |
| Balano | <i>F. dentivarians</i> | 3.88 ^d \pm 0.14 | 3.23 ^d \pm 0.34 | 1.54 ^b \pm 0.04 | 2.79 ^c \pm 0.32 |

¹ Diferente letra en el superíndice indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

Tabla 5. Concentraciones promedio totales de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ base seca \pm DE) de las muestras de organismos colectados en El Tóbari durante los cuatro muestreos¹ (continuación).

| Grupo | | Agosto 2011 | Febrero 2012 | Mayo 2012 | Octubre 2012 |
|---------------------------------|----------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Omnívoros | | | | | |
| Camarón | <i>L. vannamei</i> | 2.83 ^c \pm 0.18 | 3.26 ^d \pm 0.42 | 1.41 ^b \pm 0.02 | 1.68 ^b \pm 0.07 |
| Caracol | <i>H. erythrostroma</i> | 2.20 ^c \pm 0.73 | 2.39 ^c \pm 0.35 | 1.12 ^b \pm 0.16 | 1.55 ^b \pm 0.06 |
| Detritívoro | | | | | |
| Lisa | <i>M. cephalus</i> Juvenil | 1.43 ^b \pm 0.15 | 1.66 ^b \pm 0.18 | 1.45 ^b \pm 0.05 | 1.27 ^b \pm 0.04 |
| | <i>M. cephalus</i> Adulta | 2.44 ^c \pm 0.15 | 4.02 ^e \pm 0.24 | 1.93 ^b \pm 0.04 | 1.40 ^b \pm 0.04 |
| Consumidores secundarios | | | | | |
| Jaiba | <i>C. arcuatus</i> Juvenil | 3.52 ^d \pm 0.22 | 3.36 ^d \pm 0.27 | 2.13 ^c \pm 0.12 | 1.54 ^b \pm 0.16 |
| | <i>C. arcuatus</i> Adulta | 5.16 ^f \pm 0.49 | 4.34 ^e \pm 0.41 | 2.41 ^c \pm 0.17 | 2.24 ^c \pm 0.10 |
| Mojarra | <i>G. cinereus</i> Juvenil | 2.32 ^c \pm 0.19 | 3.75 ^d \pm 0.48 | 1.75 ^b \pm 0.22 | 2.35 ^c \pm 0.13 |
| | <i>G. cinereus</i> Adulta | 4.13 ^e \pm 0.07 | 4.76 ^e \pm 0.08 | 2.15 ^c \pm 0.11 | 3.32 ^d \pm 0.10 |
| Pargo | <i>L. argentiventris</i> Juvenil | 2.51 ^c \pm 0.10 | 2.94 ^c \pm 0.08 | 1.71 ^b \pm 0.08 | 2.40 ^c \pm 0.10 |
| | <i>L. argentiventris</i> Adulto | 4.27 ^e \pm 0.11 | 5.18 ^f \pm 0.10 | 2.81 ^c \pm 0.08 | 3.24 ^d \pm 0.12 |
| Roncacho | <i>H. leuciscus</i> Juvenil | 2.48 ^c \pm 0.19 | 4.28 ^e \pm 0.84 | 2.03 ^c \pm 0.17 | 2.20 ^c \pm 0.15 |
| | <i>H. leuciscus</i> Adulto | 4.36 ^e \pm 0.08 | 5.05 ^f \pm 0.20 | 2.78 ^c \pm 0.03 | 3.27 ^d \pm 0.14 |
| Consumidores terciarios | | | | | |
| Pedrete | <i>N. violacea</i> | 5.12 ^f \pm 0.11 | 4.90 ^e \pm 0.16 | 3.54 ^d \pm 0.12 | 3.98 ^d \pm 0.08 |
| Rascón | <i>R. longirostris</i> | 5.01 ^f \pm 0.03 | - | - | 4.05 ^e \pm 0.09 |
| Cormorán | <i>P. brasiliensis</i> | 4.38 ^e \pm 0.10 | - | 6.24 ^e \pm 0.05 | - |
| Tijereta | <i>F. magnificens</i> | 5.20 ^f \pm 0.07 | 5.68 ^f \pm 0.19 | 6.44 ^e \pm 0.10 | 4.19 ^e \pm 0.14 |

¹ Diferente letra en el superíndice indica diferencia significativa ($p < 0.05$).

a $0.067 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Las bajas concentraciones de Hg en el verano las atribuyeron a la dilución por incremento de biomasa durante el verano. En un estudio en la Bahía Guanabara (Brasil), en el sur del Océano Atlántico, se reportaron concentraciones de Hg entre 0.032 y $0.181 \mu\text{g g}^{-1}$ en zooplancton compuesto principalmente por copépodos y cladóceros (Kehrig, 2011). En un ecosistema costero del sur del Golfo de California, Jara-Marini y colaboradores (2012), reportaron variaciones estacionales de Hg en el zooplancton compuesto principalmente por copépodos, con las mayores concentraciones en verano pero con intervalos significativamente menores a los encontrados en este estudio (promedio de $0.028 \pm 0.010 \mu\text{g g}^{-1}$ para primavera y promedio de $0.062 \pm 0.010 \mu\text{g g}^{-1}$ para verano).

Dentro de los consumidores primarios, los organismos filtradores son ampliamente utilizados como bioindicadores para monitorear los niveles de diferentes contaminantes en ecosistemas costeros. Son de amplia distribución, tienen un estilo de vida sésil, son fáciles de muestrear, tienen tolerancia a una gama considerable de salinidad, resistencia al estrés y alta acumulación de tóxicos (Rainbow y Phillips, 1993). Se lograron muestrear 6 especies de organismos filtradores (3 de almejas, 2 de ostiones y 1 de balanos), que tuvieron variaciones significativas tanto entre las especies como entre las estaciones de muestreo. Las mayores concentraciones se presentaron en el balano (promedio de $3.88 \mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en agosto de 2011 y febrero de 2012 presentaron las mayores concentraciones de Hg (intervalos promedio de 1.55 a $3.88 \mu\text{g g}^{-1}$) respecto a los muestreos de mayo y octubre de 2012 (0.94 a $2.79 \mu\text{g g}^{-1}$). Así mismo las concentraciones de estos organismos son mayores a las encontradas en los productores primarios.

En México, existe la norma oficial mexicana (NOM) 031-SSA1-1993, que establece las especificaciones sanitarias para organismos bivalvos frescos, refrigerados y congelados, y el límite máximo permisible de Hg total es de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ como metilmercurio. En este trabajo con excepción de *C. corteziensis* del muestreo de mayo de 2012, todos los demás bivalvos sobrepasan el límite máximo permisible.

Las concentraciones de Hg encontradas en el presente estudio para este grupo de organismos también son mayores a las reportadas en organismos filtradores de otros ecosistemas costeros. En un estudio realizado por Otcher y colaboradores (2003), se analizó el contenido de Hg en almejas y ostiones en la costa de Ghana en dos épocas del año (secas y lluvias), encontrando concentraciones que variaron de 0.04 a 0.84 $\mu\text{g g}^{-1}$, por lo que consideraron que el área de estudio es un área con poca contaminación con Hg. En un ecosistema costero asociado a actividad minera y efluentes urbanos no tratados, de Nueva Caledonia, Francia, Chouvelon y colaboradores (2009), reportaron concentraciones promedio de Hg entre 0.062 y 0.418 $\mu\text{g g}^{-1}$ en organismos filtradores de consumo humano. Mientras que Jara-Marini y colaboradores (2012), encontraron concentraciones promedio para los organismos filtradores de 0.014 a 0.160 $\mu\text{g g}^{-1}$ en dos épocas del año (primavera y verano) en organismos de la trama trófica del estero de Urías, Golfo de California relacionado con las descargas de una planta termoeléctrica, efluentes de la acuicultura, de industria del procesamiento de peces y camarón y efluentes domésticos no tratados.

Entre los organismos omnívoros, el camarón blanco *L. vannamei* mostró diferencias estacionales ($p < 0.05$) en las concentraciones de Hg, ya que las mayores se obtuvieron en los muestreo de agosto 2012 (2.83 $\mu\text{g g}^{-1}$) y febrero 2012 (3.26 $\mu\text{g g}^{-1}$). El caracol rosado *H. erythrostoma* también mostró variaciones estacionales de Hg, con las concentraciones mayores en los muestreo de agosto 2012 (2.20 $\mu\text{g g}^{-1}$) y febrero 2012 (2.39 $\mu\text{g g}^{-1}$). La especie de caracol *L. aberrans* también presentó variaciones estacionales de Hg, pero la mayor concentración ocurrió en el muestreo de agosto 2011 (promedio de 2.84 $\mu\text{g g}^{-1}$).

En invertebrados marinos las concentraciones de metales pesados en los tejidos dependen de diferentes factores que hace que las especies adopten estrategias de acumulación para cada metal, la cual dependerá del equilibrio entre la absorción y la excreción del metal. Las tasas relativas de absorción y excreción de metales se ven afectadas por varios factores biológicos de los organismos (Rainbow, 1990). En invertebrados, el mercurio es absorbido por el intestino, aunque las eficiencias de

alimentación pueden variar de acuerdo a la especie (Oliveira et al., 1999 y Pickhardt et al., 2006). Después de la absorción, el mercurio entra al sistema circulatorio y se distribuye a los diferentes tejidos de los organismos (Oliveira et al., 1999). Una gran proporción del metal es retenida en el tracto gastrointestinal (Pickhardt et al., 2007). Así mismo, el Hg puede ser secuestrado por proteínas de unión en el hígado y acumularse en él (Bridges y Zalups, 2005; Khan y Wang, 2009; Gonzalez et al., 2005 y Scheuhammer et al., 2008).

Estudios en diferentes ecosistemas costeros han reportado diferentes concentraciones de Hg en especies de camarón. En un estudio hecho en una laguna costera de Ghana, se reportó una concentración promedio de mercurio de $0.108 \mu\text{g g}^{-1}$ en la especie *Penaeus notialis* (Biney y Ameyibor, 1991). En un estudio en un ecosistema costero de Nueva Caledonia (Francia), Chouvelon y colaboradores (2009), reportaron concentraciones promedio de Hg entre 0.128 y $0.297 \mu\text{g g}^{-1}$ en organismos en el camarón *Litopenaeus stylirostris*. Ruelas-Inzunza y colaboradores (2004), cuantificaron Hg en hepatopáncreas, músculo y exoesqueleto de 5 especies de camarón (incluida *L. vannamei*), colectadas en la laguna Altata-Ensenada del Pabellón del Golfo de California. Este ecosistema está altamente impactado por descargas agrícolas del Valle de Culiacán y reportaron concentraciones de Hg entre 0.060 y $0.072 \mu\text{g g}^{-1}$. En un estudio de una laguna costera del sur del Golfo de California, Jara-Marini y colaboradores (2012), reportaron una variación estacional en las concentraciones de Hg en *L. vannamei*, con las mayores concentraciones en la época de secas ($0.048 \mu\text{g g}^{-1}$) respecto a la época de lluvias ($0.027 \mu\text{g g}^{-1}$). Estas concentraciones son mucho menores a las encontradas en el presente estudio. Sin embargo, en otro estudio realizado por Minganti y colaboradores (1996), en el Mar de Ligurian (Mar Mediterráneo) encontraron en el músculo de camarón rojo (*Aristeus antennatus*) concentraciones de $2.90 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg, niveles que fueron considerados de alta magnitud probablemente como consecuencia del grado de industrialización en la región.

La lisa (*M. cephalus*) es un pez con hábitos alimenticios detritívoros y en este estudio se muestrearon ejemplares juveniles y adultos. Se encontraron diferencias significativas

($p < 0.05$) en las concentraciones de Hg entre estadios de la lisa, ya que las concentraciones en los organismos adultos (intervalo de 1.40 a 4.02 $\mu\text{g g}^{-1}$) fueron mayores a los juveniles (intervalo de 1.27 a 1.66 $\mu\text{g g}^{-1}$) durante los cuatro muestreos. En cuanto a las variaciones estacionales, en lisa juvenil no se encontraron diferencias significativas entre muestreos ($p > 0.05$) mientras que las lisa adulta presentó diferencias significativas entre los muestreos, con la concentración mayor en el muestreo de febrero de 2012 (promedio de 4.02 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la menor en el muestreo de octubre de 2012 (1.40 $\mu\text{g g}^{-1}$). *M. cephalus* tiene un intestino más largo en comparación con otras especies de peces, lo cual le concede aumentar la eficacia de absorción de los contaminantes una vez ingeridos (Odum, 1970). En una revisión realizada por Waltham y colaboradores (2013), acerca del uso de *M. cephalus* como biomonitor de la contaminación con diferentes compuestos en ecosistemas costeros, encontró que varios trabajos han examinado la vía de absorción de contaminantes en esta especie y han encontrado que la acumulación de contaminantes en este pez está muy relacionada con su estrategia de alimentación (bentónica), ya que las mayores concentraciones de contaminantes se encuentran en los sedimentos y que su exposición es mayor al liberar contaminantes durante el ramoneo.

En un estudio en lisas colectadas del mar Caspio, se encontraron concentraciones de Hg entre 0.111 y 0.345 $\mu\text{g g}^{-1}$ y las mayores concentraciones fueron en los organismos colectados en zonas contaminadas con metales pesados (Agah et al., 2007). En otros estudios realizados en México, Ruelas-Inzunza y Paéz Osuna (2005) estudiaron las concentraciones de Hg en músculo de *M. cephalus* en dos lagunas costeras del Golfo de California y encontraron concentraciones de 0.02 $\mu\text{g g}^{-1}$ en organismos colectados en el puerto de Guaymas y de 0.13 $\mu\text{g g}^{-1}$ en organismos colectados en la laguna Altata-Ensenada del Pabellón. En otro estudio realizado en dos especies de lisa colectadas en 7 lagunas costeras de Sinaloa, Golfo de California, Ruelas-Inzunza y colaboradores (2011), reportaron un intervalo de Hg entre 0.01 y 0.06 $\mu\text{g g}^{-1}$ en el músculo de los peces. Jara-Marini y colaboradores (2012), encontraron concentraciones promedio de Hg entre 0.064 y 0.068 $\mu\text{g g}^{-1}$ adultos y entre 0.051 a 0.048 $\mu\text{g g}^{-1}$ en juveniles, de organismos completos de *M. cephalus* de una laguna costera del sur del Golfo de California. Estas concentraciones de Hg son menores a las encontradas en la lisa en el

presente estudio. Downs y colaboradores (1998), revisaron las concentraciones de Hg reportadas en músculo de diferentes peces de ecosistemas costeros del mundo y encontraron que todos reflejan las características de los ecosistemas (áreas contaminadas con Hg, mineralogía de las áreas e hidrodinámica de los mismos). Es decir, los peces acumulan Hg en sus tejidos de manera proporcional a su exposición, con intervalos de 0.01 a 0.42 $\mu\text{g g}^{-1}$ en áreas costeras no contaminadas y de 0.30 a 4.41 $\mu\text{g g}^{-1}$ en áreas costeras fuertemente contaminadas.

Entre los consumidores secundarios analizados están la jaiba y tres peces carnívoros (mojarra, pargo y roncacho), tanto en el estadio juvenil como en el adulto. En todos los casos las concentraciones de Hg en los organismos juveniles (intervalo de 1.54 a 4.28 $\mu\text{g g}^{-1}$) fueron menores a las encontradas en los adultos (intervalo de 1.71 a 5.18 $\mu\text{g g}^{-1}$). Además, la jaiba en los dos estadios presentó variaciones estacionales de Hg, con las mayores ($p < 0.05$) concentraciones en los muestreos de agosto de 2011 y febrero de 2012 (intervalo de 3.36 a 5.16 $\mu\text{g g}^{-1}$). En un estudio realizado por Pereira y colaboradores (2006), en un ecosistema contaminado con Hg (concentración biodisponible de 5.4 $\mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos) en Portugal, se analizaron tejidos de la jaiba (*Carcinus maenas*) y encontraron concentraciones de entre 0.03 a 0.63 $\mu\text{g g}^{-1}$ en el hepatopáncreas y entre 0.02 a 0.34 $\mu\text{g g}^{-1}$ en el músculo. Encontraron variaciones estacionales de Hg en los tejidos de la jaiba, lo que se relacionó con el aumento de la salinidad y la menor disponibilidad de alimentos en invierno.

En otros estudios realizados en México, Jara-Marini y colaboradores (2012), encontraron concentraciones promedios de Hg entre 0.078 y 0.180 $\mu\text{g g}^{-1}$ en organismos completos adultos de *C. arcuatus*, con las mayores concentraciones en la época de lluvias, lo que se relacionó con eventos de re-suspensión del sedimentos por los aportes pluviales. Estas concentraciones están por debajo de las encontradas en el presente estudio. Las diferencias en la acumulación de Hg en los invertebrados depende tanto de factores abióticos como bióticos, pero se reconoce que la acumulación es reflejo de la exposición al metal (Rainbow, 1990).

En cuanto a los peces, la mojarra (*G. cinereus*) mostró variaciones estacionales en el contenido de Hg, tanto para los organismos juveniles como adultos, con los valores más altos en el mes de febrero de 2012 (promedio de $3.75 \mu\text{g g}^{-1}$ para los juveniles y de $4.76 \mu\text{g g}^{-1}$ para los adultos). Ruelas-Inzunza y colaboradores (2008), reportaron concentraciones promedio de Hg de $0.082 \mu\text{g g}^{-1}$ en músculo de *G. cinereus* colectada en la laguna Altata-Ensenada del Pabellón, de la parte central de la costa de Sinaloa. En otro estudio realizado en dos especies de mojarra colectadas en 7 lagunas costeras de Sinaloa, Golfo de California, Ruelas-Inzunza y colaboradores (2011), reportaron un intervalo de Hg entre 0.10 y $0.28 \mu\text{g g}^{-1}$ en el músculo de los peces. En el estero de Urías, en Mazatlán, Sinaloa, se encontraron concentraciones de Hg entre 0.084 a $0.217 \mu\text{g g}^{-1}$ en el organismo completo de la misma especie de mojarra (Jara-Marini et al., 2012), con las mayores concentraciones durante la época de lluvias. Estas concentraciones de Hg en la mojarra son menores a las encontradas en el presente estudio. En un estudio más reciente con peces que colectan los barcos camaroneros de 5 puertos de Sinaloa, Golfo de California, Ruelas-Inzunza y colaboradores (2012), reportaron promedios de Hg de $3.186 \pm 2.947 \mu\text{g g}^{-1}$ en el hígado y de $2.556 \pm 1.171 \mu\text{g g}^{-1}$ en el músculo de la especie de mojarra *Diapterus peruvianus*. Es notorio que las concentraciones de Hg determinadas en diversos tejidos de especies de mojarra del Golfo de California han aumentado a través del tiempo, lo que debe alertar para investigar las posibles fuentes de este metal.

Los dos estadios del pargo *L. argentiventris* tuvieron variaciones estacionales, aunque estos cambios fueron más notorios en el estadio adulto. En ambos estadios, las concentraciones menores se encontraron en el muestreo de mayo de 2012 ($1.71 \mu\text{g g}^{-1}$ en el juvenil y $2.81 \mu\text{g g}^{-1}$ en el adulto) y las mayores en el muestreo de febrero de 2012 ($2.94 \mu\text{g g}^{-1}$ en el juvenil y $5.18 \mu\text{g g}^{-1}$ en el adulto). En un estudio realizado con la especie de pargo *Lutjanus colorado* colectado en dos lagunas costeras del Golfo de California, se reportaron intervalos de concentración de Hg entre 0.36 y $0.77 \mu\text{g g}^{-1}$ en músculo, entre 0.08 y $0.42 \mu\text{g g}^{-1}$ en branquias y entre 0.22 y $0.72 \mu\text{g g}^{-1}$ en hígado (Ruelas-Inzunza et al., 2008). Posteriormente, en un estudio realizado con pargo *L. colorado* colectado en dos lagunas costeras del Golfo de California, se reportaron

concentraciones entre 0.16 y 0.37 $\mu\text{g g}^{-1}$ en músculo. En un estudio realizado en una laguna costera del sur del Golfo de California con organismos completos de la especie de pargo *L. argentiventris*, Jara-Marini y colaboradores (2012), reportaron intervalos de concentración de Hg de 0.165 a 0.223 $\mu\text{g g}^{-1}$ en dos épocas, con la mayor concentración en la época de lluvias. Las concentraciones de Hg reportadas en las diferentes especies de pargo son variables y posiblemente relacionadas con sus fuentes alimenticias, que generalmente son variables en cada ecosistema. Además, son menores a las concentraciones de mercurio cuantificadas en la especie de pargo de la laguna El Tóbari.

Los dos estadios de ronchacho *H. leuciscus* también presentaron variaciones estacionales de Hg, aunque de manera más marcada en los adultos, con las mayores concentraciones en el muestreo de febrero de 2012 (4.28 $\mu\text{g g}^{-1}$ en los juveniles y 5.05 $\mu\text{g g}^{-1}$ en los adultos) y las menores en el muestreo de mayo de 2012 (2.03 $\mu\text{g g}^{-1}$ en los juveniles y 2.78 $\mu\text{g g}^{-1}$ en los adultos). En un estudio realizado en músculo de la especie de ronchacho *Haemulopsis axillaris* colectado en dos parejas del Golfo de California, se encontraron concentraciones de Hg en un intervalo de 1.01 a 1.18 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Ruelas-Inzunza et al., 2008). Posteriormente, se analizó el contenido de Hg en el músculo de cuatro especies de ronchacho (*Pomadasys leuciscus*, *Haemulon sexfasciatum*, *Haemulopsis axillaris* y *Pomadasys branickii*) colectados en cuatro lagunas costeras del Golfo de California; se reportó un intervalo de concentración entre 0.29 a 0.45 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Ruelas-Inzunza et al., 2011). Posteriormente, en un estudio con el ronchacho *H. axillaris* colectado de cinco sitios diferentes del Golfo de California, Ruelas-Inzunza y colaboradores (2012), analizaron el contenido de Hg en el músculo y reportaron promedios de concentración de $4.358 \pm 2.668 \mu\text{g g}^{-1}$ en el hígado y de $1.696 \pm 1.022 \mu\text{g g}^{-1}$ en el músculo. (Jara-Marini y colaboradores (2012), reportaron concentraciones de Hg entre 0.168 a 0.177 $\mu\text{g g}^{-1}$ en el organismo completo del ronchacho *H. leuciscus*, colectado en el Estero de Urías del sur del Golfo de California. Las concentraciones de Hg encontradas en el ronchacho en este estudio son más elevadas a la mayoría de los reportes de organismos en el Golfo de California y sólo comparables a los resultados de Ruelas-Inzunza y colaboradores (2012). Hay una tendencia a incrementar los niveles de Hg en este pez, por lo que se debe hacer énfasis en estudiar la dinámica de este metal en ésta eco-región.

Entre los consumidores terciarios se estudiaron cuatro especies de aves, las cuales mostraron variaciones entre especies en el contenido de Hg. Las mayores concentraciones se encontraron en *F. magnificens* (intervalo de promedios de 4.19 a 6.44 $\mu\text{g g}^{-1}$) y en *P. brasiliensis* (intervalo de promedios de 4.38 a 6.24 $\mu\text{g g}^{-1}$) en el muestreo de mayo de 2012. Las otras dos especies de aves no mostraron algún comportamiento estacional en los valores promedio de Hg, ya que *N. violacea* mostró la menor concentración en el muestreo de mayo de 2012 (3.54 $\mu\text{g g}^{-1}$) y la mayor durante el muestreo de agosto de 2011 (5.12 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que *R. longirostris* sólo fue colectada en los muestreos de agosto de 2011 (5.01 $\mu\text{g g}^{-1}$) y de octubre de 2012 (4.05 $\mu\text{g g}^{-1}$).

En general, los consumidores terciarios tuvieron las mayores concentraciones de Hg respecto a los demás consumidores (primarios y secundarios). Las aves marinas, como la mayoría de los depredadores, exhiben altos niveles de Hg en sus tejidos, incluyendo las plumas que son consideradas la principal vía de eliminación de este metal a través de la muda (Burger et al. 1993; Monteiro et al. 1995 y Monteiro y Furness, 2001). Los altos niveles de metales pesados en las aves, incluido el Hg, se deben a sus hábitos alimenticios, ya que sus fuentes principales son presas mesopelágicas y dada su longevidad, llegan a acumular los niveles más altos de Hg (Monteiro et al., 1998; Thompson et al. 1998; Ochoa-Acuña et al., 2002 y Kojadinovic et al., 2007).

En general, el contenido de Hg en los organismos muestreados en este estudio varía aún en organismos con hábitos alimenticios similares. Se ha reportado que hay factores abióticos (hábitat, pH, potencial redox, temperatura y salinidad, entre otros) y biológicos (hábitos alimenticios, edad, sexo y susceptibilidad de los organismos, entre otros) involucrados en la acumulación de metales pesados en los organismos (Phillips y Rainbow, 1994; y Mackay y Fraser, 2000). Por lo que existen organismos más susceptibles a la acumulación de metales pesados que otros, los cuales manifiestan efectos crónicos a mediano y/o largo plazo (Amiard et al., 1985; Ettajani y Pirastru, 1992 y Wang, 2002).

VI.III. Relaciones Tróficas en el Ecosistema El Tóbari

En este trabajo, se colectaron muestras de sedimento, agua (para caracterizar la materia orgánica en suspensión) y organismos representantes de diferentes estratos tróficos, para establecer sus relaciones tróficas mediante el uso de isótopos estables de C y N. En las Tablas 6 y 7 se presentan los intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las fuentes y los organismos que fueron colectados en los cuatro muestreos en el ecosistema El Tóbari. Los datos fueron agrupados de acuerdo a sus hábitos alimenticios, lo que resultó en cuatro grupos funcionales (productores primarios, consumidores primarios, consumidores secundarios y consumidores terciarios).

Entre los productores primarios, los manglares tuvieron los valores de $\delta^{13}\text{C}$ significativamente ($p < 0.05$) menores (intervalo de -28.89 a -25.96‰), mientras que las macroalgas mostraron un intervalo muy amplio entre especies (de -19.60 a -15.11‰ para *U. intestinalis* y de -19.59 a -12.91‰ para *U. lactuca*). El aporte de los mangles como fuente de carbono hacia los consumidores primarios del El Tóbari, es bajo, ya que su composición de $\delta^{13}\text{C}$ es muy baja respecto a este grupo de organismos. Lo anterior ha sido reportado en estudios en ecosistemas lagunares subtropicales (Loneragan et al., 1997 y Serrano-Grijalva et al., 2011) sin embargo en estudios en ecosistemas lagunares tropicales se ha reportado una alta contribución de nutrientes por parte de los mangles (Abrantes y Sheaves, 2008; y Mendoza-Carranza et al., 2010). Probablemente el aporte de nutrientes sea a través del circuito microbiano, que remineraliza la materia orgánica por su descomposición bacteriana, lo que hace que los organismos usen la fracción más ligera de carbono (^{13}C) (Vizzini y Mazzola, 2006).

Las macroalgas parecen tener un rol más preponderante en la transferencia de nutrientes en la parte baja de la trama trófica, ya que sus valores de $\delta^{13}\text{C}$ son similares a los de algunos consumidores primarios bentónicos como la lisa (de -15.35 a -13.11‰ para *M. cephalus* juvenil y de -16.91 a -12.40‰ para *M. cephalus* adulta). Algunos autores han encontrado que las macroalgas pueden ser una fuente importante de materia orgánica en

las tramas tróficas de diversos ambientes costeros (Fry et al., 1987 y Cebrián et al., 1997).

La composición de $\delta^{13}\text{C}$ de los sedimentos y la materia orgánica en suspensión fue amplia ($p>0.05$) entre los cuatro muestreos, con intervalos de -24.91 a -13.28‰ y de -25.88 a -14.13‰, respectivamente. Esto evidencia las diversas fuentes estacionales de materia orgánica en El Tóbari, provenientes de aportes continentales (a través de arrastres pluviales y descargas de en los drenes agrícolas) y marinos (a través de las dos bocas del ecosistema). El fitoplancton también mostró una composición de $\delta^{13}\text{C}$ homogénea entre los muestreos, con un intervalo de -20.67 a -17.19‰. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en el zooplancton mostraron ligeras variaciones entre los cuatro muestreos (intervalo de -24.35 a -17.34‰). Considerando la composición de C de las fuentes de carbono en El Tóbari, es claro que el fitoplancton es la fuente principal de nutrientes para el zooplancton, como ha sido reportado en otros estudios (Cole et al., 1988 y Hsieh et al., 2002).

Los sedimentos y la materia orgánica en suspensión mostraron una composición de $\delta^{15}\text{N}$ amplia entre los muestreos, con intervalos entre 3.48 y 12.46‰ y entre 5.49 y 13.00‰, respectivamente. El fitoplancton mostró los valores más bajos de $\delta^{15}\text{N}$ durante los cuatro muestreos, con un intervalo de 7.97 a 9.66‰, que son similares a los reportados para estos organismos en otros ecosistemas costeros del mundo (intervalo de 6.66 y 9.34‰; Goericke y Fry, 1994). El zooplancton es considerado el primero de los consumidores primarios; en el presente estudio se observaron valores homogéneos de $\delta^{15}\text{N}$ entre los cuatro muestreos y mayores a los del fitoplancton, en un intervalo de 9.52 a 12.04 ‰. Considerando los valores de isótopos de los organismos del fitoplancton, es evidente que son la base de la trama trófica de El Tóbari, ya que a partir de ellos se da el flujo de carbono al presentar la composición de $\delta^{15}\text{N}$ más bajos. Además, los sedimentos y el material en suspensión proveen de nutrientes a través del ciclo microbiano ya que su composición de carbono es menor a los consumidores primarios, sobre todo a la del zooplancton. Asimismo, los aportes de nutrientes desde los sedimentos y materia

Tabla 6. Intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de muestras biológicas de los muestreos de Agosto 2011 y Febrero 2012

| Grupo | Agosto 2011 | | Febrero 2012 | | |
|-------------------------------|----------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------|
| | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | $\delta^{15}\text{N}$ (‰) | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | $\delta^{15}\text{N}$ (‰) | |
| Sedimento | -24.91 a -20.40 | 6.71 a 11.82 | -24.04 a -19.79 | 7.80 a 11.49 | |
| MOS | -25.88 a -18.81 | 6.54 a 12.77 | -20.13 a -14.13 | 5.27 a 11.10 | |
| Productores primarios | | | | | |
| Fitoplancton | Compuesta | -18.80 a -17.41 | 8.60 a 9.66 | -18.30 a -17.19 | 8.40 a 9.11 |
| Macroalga | <i>U. intestinalis</i> | -17.68 a -16.60 | 10.50 a 11.70 | -16.89 a -15.11 | 11.40 a 12.00 |
| | <i>S. filamentosa</i> | -22.23 a -21.73 | 10.31 a 10.80 | -18.13 a -18.02 | 11.15 a 11.78 |
| | <i>U. lactuca</i> | -13.73 a -12.91 | 13.43 a 14.03 | -16.85 a -15.04 | 9.50 a 11.30 |
| | <i>G. vermiculophyla</i> | - | - | -20.03 a -19.15 | 12.11 a 13.71 |
| Mangle | <i>R. mangle</i> | -26.98 a -26.65 | 9.88 a 12.90 | -26.36 a -26.32 | 10.70 a 11.60 |
| | <i>A. germinans</i> | -27.42 a -25.96 | 11.89 a 12.30 | -26.66 a -26.42 | 10.60 a 10.80 |
| Consumidores primarios | | | | | |
| Zooplancton | Compuesta | -19.40 a -19.12 | 10.93 a 11.78 | -17.71 a -17.34 | 11.33 a 12.04 |
| Filtradores | | | | | |
| Almejas | <i>C. gnidia</i> | -17.40 a -17.13 | 12.98 a 13.35 | -18.69 a -15.89 | 12.72 a 13.21 |
| | <i>C. fructifraga</i> | -19.41 a -18.74 | 11.63 a 12.15 | -16.15 a -15.91 | 11.58 a 12.00 |
| Ostión | <i>C. gigas</i> | -19.53 a -18.56 | 11.66 a 12.26 | -18.34 a -17.73 | 12.86 a 13.10 |
| | <i>C. corteziensis</i> | -19.51 a -17.65 | 11.95 a 12.16 | -19.33 a -19.04 | 11.08 a 11.42 |
| Balanos | <i>F. dentivarians</i> | -20.14 a -19.92 | 11.63 a 12.62 | -16.61 a -15.80 | 13.74 a 13.40 |
| Omnívoros | | | | | |
| Camarón | <i>L. vannamei</i> | -17.02 a -14.99 | 13.36 a 13.59 | -15.50 a -15.00 | 13.20 a 13.82 |
| Caracol | <i>H. erythrostroma</i> | -13.97 a -13.56 | 13.01 a 13.41 | -14.09 a -13.60 | 12.84 a 13.55 |
| Detritívoro | | | | | |
| Lisa | <i>M. cephalus</i> juvenil | -13.58 a -13.11 | 14.61 a 15.13 | -15.35 a -14.75 | 14.84 a 15.08 |
| | <i>M. cephalus</i> adulta | -12.79 a -12.40 | 16.20 a 16.81 | -14.15 a -13.54 | 15.89 a 16.37 |

Tabla 6. Intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de muestras biológicas de los muestreos de Agosto 2011 y Febrero 2012 (continuación).

| Grupo | Agosto 2011 | | Febrero 2012 | | |
|---------------------------------------|----------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------|
| | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | $\delta^{15}\text{N}$ (‰) | $\delta^{13}\text{C}$ (‰) | $\delta^{15}\text{N}$ (‰) | |
| Consumidores secundarios | | | | | |
| Jaiba | <i>C. arcuatus</i> juvenil | -16.44 a -15.51 | 14.94 a 15.24 | -17.23 a -16.53 | 14.88 a 15.11 |
| | <i>C. arcuatus</i> adulta | -16.10 a -15.21 | 15.96 a 16.14 | -15.83 a -15.14 | 15.77 a 16.46 |
| Mojarra | <i>G. cinereus</i> Juvenil | -15.15 a -14.53 | 15.67 a 15.92 | -15.12 a -14.58 | 14.30 a 15.00 |
| | <i>G. cinereus</i> Adulta | -15.87 a -15.28 | 17.22 a 17.46 | -16.42 a -15.81 | 16.98 a 17.23 |
| Pargo | <i>L. argentiventris</i> juvenil | -16.33 a -15.60 | 16.61 a 16.80 | -14.58 a -13.32 | 15.24 a 15.51 |
| | <i>L. argentiventris</i> adulto | -17.24 a -15.42 | 16.99 a 17.18 | -17.11 a -15.52 | 16.47 a 16.83 |
| Roncacho | <i>H. leuciscus</i> juvenil | -15.04 a -14.32 | 16.29 a 16.91 | -16.49 a -13.99 | 16.85 a 17.59 |
| | <i>H. leuciscus</i> adulto | -16.16 a -14.58 | 16.14 a 18.52 | -16.48 a -16.01 | 17.75 a 18.33 |
| Consumidores terciarios (aves) | | | | | |
| Pedrete | <i>N. violacea</i> | -16.56 a -14.69 | 16.09 a 16.95 | -15.87 a -13.76 | 16.42 a 16.86 |
| Rascón | <i>R. longirostris</i> | -18.25 a -16.68 | 16.48 a 16.95 | - | - |
| Cormorán | <i>P. brasilianus</i> | -19.10 a -18.40 | 17.00 a 18.21 | - | - |
| Tijereta | <i>F. magnificens</i> | -18.73 a -18.40 | 18.11 a 18.30 | -19.19 a -18.64 | 18.12 a 18.25 |

Tabla 7. Intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de muestras biológicas de los muestreos de Mayo 2012 y Octubre 2012.

| Grupo | Mayo 2012 | | Octubre 2012 | | |
|-------------------------------|----------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------|
| | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ | |
| Sedimento | -23.49 a -18.47 | 6.00 a 12.46 | -23.50 a -13.28 | 3.48 a 9.85 | |
| MOS | -25.72 a -18.66 | 8.10 a 13.00 | -22.39 a -17.68 | 5.49 a 12.54 | |
| Productores primarios | | | | | |
| Fitoplancton | Compuesta | -20.50 a -18.26 | 8.23 a 8.41 | -20.67 a -17.90 | 7.97 a 8.61 |
| Macroalga | <i>U. intestinalis</i> | -19.60 a -19.32 | 10.37 a 10.88 | - | - |
| | <i>S. filamentosa</i> | -18.99 a -18.23 | 11.24 a 11.69 | -17.43 a -16.46 | 11.34 a 11.97 |
| | <i>U. lactuca</i> | -19.59 a -17.25 | 10.30 a 11.16 | -16.46 a -15.59 | 14.42 a 15.06 |
| | <i>G. vermiculophylla</i> | -18.63 a -16.14 | 10.51 a 11.92 | -19.88 a -17.67 | 12.14 a 14.96 |
| Mangle | <i>R. mangle</i> | -27.96 a -27.31 | 7.95 a 9.73 | -27.46 a -23.39 | 7.08 a 9.30 |
| | <i>A. germinans</i> | -27.24 a -26.90 | 8.79 a 9.54 | -28.89 a -25.24 | 8.64 a 13.15 |
| Consumidores primarios | | | | | |
| Zooplancton | Compuesta | -21.30 a -21.00 | 10.95 a 11.46 | -24.35 a -21.26 | 9.52 a 11.52 |
| Filtradores | | | | | |
| Almejas | <i>C. gnidia</i> | -16.93 a -16.07 | 13.42 a 14.06 | -18.54 a -16.38 | 12.12 a 13.83 |
| | <i>C. fructifraga</i> | -18.82 a -18.20 | 11.97 a 12.66 | -18.54 a -17.44 | 11.74 a 12.68 |
| Ostiones | <i>C. gigas</i> | -20.70 a -17.62 | 12.21 a 12.47 | -19.17 a -18.32 | 11.25 a 11.41 |
| | <i>C. corteziensis</i> | -18.44 a -18.08 | 12.85 a 13.32 | -20.00 a -19.59 | 11.00 a 11.75 |
| Balanos | <i>F. dentivarians</i> | -17.05 a -16.78 | 13.93 a 14.55 | -16.87 a -16.24 | 13.05 a 13.26 |
| Omnívoros | | | | | |
| Camarón | <i>L. vannamei</i> | -16.49 a -16.24 | 12.86 a 13.29 | -16.02 a -15.85 | 13.26 a 13.52 |
| Caracol | <i>H. erythrostroma</i> | -13.30 a -12.99 | 12.80 a 13.01 | -13.94 a -13.30 | 12.40 a 12.74 |
| Detritívoro | | | | | |
| Lisa | <i>M. cephalus</i> juvenil | -13.76 a -13.41 | 14.26 a 14.65 | -15.31 a -14.49 | 14.36 a 14.90 |
| | <i>M. cephalus</i> adulta | -15.50 a -13.57 | 16.03 a 16.32 | -16.91 a -15.84 | 16.83 a 17.15 |

Tabla 7. Intervalos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de muestras biológicas de los muestreos de Mayo 2012 y Octubre 2012 (continuación).

| Grupo | Mayo 2012 | | Octubre 2012 | | |
|---------------------------------------|----------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------|
| | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ | $\delta^{13}\text{C}$ | $\delta^{15}\text{N}$ | |
| Consumidores secundarios | | | | | |
| Jaiba | <i>C. arcuatus</i> Juvenil | -15.47 a -14.90 | 15.35 a 16.05 | -13.89 a -13.11 | 14.26 a 15.49 |
| | <i>C. arcuatus</i> Adulta | -15.86 a -15.28 | 15.89 a 16.37 | -14.99 a -14.37 | 15.86 a 17.04 |
| Mojarra | <i>G. cinereus</i> juvenil | -15.58 a -15.20 | 15.49 a 16.40 | -15.08 a -14.91 | 15.04 a 15.69 |
| | <i>G. cinereus</i> adulta | -16.47 a -14.84 | 17.49 a 17.74 | -16.30 a -15.02 | 17.52 a 18.08 |
| Pargo | <i>L. argentiventris</i> juvenil | -16.35 a -15.89 | 14.70 a 15.10 | -16.06 a -15.90 | 16.13 a 16.84 |
| | <i>L. argentiventris</i> adulto | -17.20 a -16.01 | 17.02 a 17.25 | -15.87 a -15.52 | 16.80 a 17.26 |
| Roncacho | <i>H. leuciscus</i> juvenil | -16.20 a -15.56 | 15.79 a 16.25 | -16.05 a -15.69 | 15.37 a 15.88 |
| | <i>H. leuciscus</i> adulto | -15.94 a -15.81 | 18.04 a 18.58 | -16.43 a -16.32 | 16.85 a 17.21 |
| Consumidores terciarios (aves) | | | | | |
| Pedrete | <i>N. violacea</i> | -15.13 a -14.79 | 16.97 a 17.79 | -15.61 a -13.75 | 15.98 a 17.04 |
| Rascón | <i>R. longirostris</i> | - | - | -16.05 a -15.70 | 16.65 a 16.99 |
| Cormorán | <i>P. brasiliensis</i> | -17.84 a -16.36 | 18.55 a 18.73 | - | - |
| Tijereta | <i>F. magnificens</i> | -18.49 a -17.53 | 19.17 a 19.68 | -18.43 a -17.84 | 19.20 a 19.67 |

orgánica en suspensión puede llegar a ser importante para otros organismos, como por ejemplo los filtradores (Carlier et al., 2007).

Entre los productores primarios, los mangles mostraron una composición de $\delta^{15}\text{N}$ homogénea ($p>0.05$) entre las dos especies y muestreos, con un intervalo de 7.08 a 12.60‰ para *R. mangle* y de 8.64 a 13.15‰ para *A. germinans*. En cambio, las macroalgas mostraron variaciones ($p<0.05$) en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre las especies (intervalo de 10.31 a 11.97‰ para *S. filamentosa* y de 10.30 a 15.06‰ para *U. lactuca*) y entre los muestreos (la variación mayor para *U. lactuca* con un intervalo de 10.30 a 11.16‰ para el muestreo de mayo de 2012 y de 14.42 a 15.06‰ en el muestreo de octubre de 2012). La composición de $\delta^{15}\text{N}$ de las macroalgas y los mangles fueron altos respecto a reportes en ecosistemas costeros de bajo o nulo impacto antropogénico (Vizzini y Mazola, 2006), y son correspondientes a ecosistemas impactados por diversas actividades antropogénicas (Piñón-Gimate et al., 2009). La dinámica de nutrientes en los ecosistemas costeros es diversa en función de la materia orgánica, pero además el circuito microbiano es clave para la remineralización de los nutrientes ya que descompone la materia orgánica tanto alóctona como autóctona que llega al sistema. Se ha propuesto que las bacterias utilizan las fracciones más ligeras tanto de los isótopos de carbono (^{13}C) como de nitrógeno (^{14}N) dejando las fracciones pesadas para ser usadas por los productores primarios, por ejemplo los mangles y las macroalgas (Vizzini y Mazzola, 2003; 2006).

Los organismos filtradores tuvieron variaciones en su composición de $\delta^{13}\text{C}$ (de -20.70 a -15.80‰) y de $\delta^{15}\text{N}$ (de 11.00 a 14.55‰) durante los cuatro muestreos. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ estuvieron enriquecidos en la almeja *C. fructifraga* en el muestreo de febrero de 2012 (de -16.15 a -15.91‰) ($p>0.05$) mientras que en el balano *F. dentivarians* fueron bajos en los muestres de agosto de 2011 (de -20.14 a -19.92‰) ($p>0.05$). Estos organismos mostraron una composición de $\delta^{15}\text{N}$ homogénea ($p>0.05$) entre especies, con intervalos de 11.58 a 14.06‰ para las almejas, de 11.00 a 13.32‰ para los ostiones y de 11.63 a 14.55‰ para el balano. Lo que los ubica en un mismo grupo pero ocupando un lugar bajo en la trama trófica, aunque por encima del zooplancton. Sus valores $\delta^{13}\text{C}$

indican que se alimentan de materia orgánica presente en los sedimentos, en suspensión, del fitoplancton y en menor medida del zooplancton.

Entre los omnívoros, el camarón (*L. vannamei*) presentó valores de $\delta^{13}\text{C}$ y de $\delta^{15}\text{N}$ similares en los cuatro muestreos, con un intervalo de -17.35 a -14.99‰ y de 12.86 a 13.82‰, respectivamente ($p > 0.05$). El otro organismo omnívoro es el caracol rosado *H. erythrostroma*, que también mostró ligeras variaciones en sus composiciones de $\delta^{13}\text{C}$ (intervalo de -14.09 a -12.99‰) y de $\delta^{15}\text{N}$ (intervalo de 12.40 a 13.55‰). Estos organismos son bentónicos y pueden aprovechar una gama amplia de recursos alimenticios debido a que en el sedimento de los sistemas estuarinos abunda el detritus, las macroalgas y muchas especies de fauna pequeña (Pringle et al., 1993). Su composición de $\delta^{13}\text{C}$ está enriquecida respecto a los valores encontrados en los sedimentos. Esto indica que son organismos selectivos en sus presas, ya que el caracol es un organismo predominantemente predador del bentos que consume poliquetos, moluscos bivalvos y peces pequeños (Fischer et al., 1995a). Por su parte, el camarón es zooplanctívoro hasta la etapa juvenil y ramoneador del sedimento en la etapa adulta (Martinez-Cordova et al., 2003). Esto concuerda con lo encontrado en este estudio, ya que la composición de $\delta^{15}\text{N}$ los ubicó por encima del zooplancton y los organismos filtradores.

Respecto a la lisa *M. cephalus*, los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para la especie juvenil fueron de -15.35 a -13.11‰ en los cuatro muestreos, mientras que en los organismos adultos estuvieron más enriquecidos, con un intervalo de -16.91 a -12.40‰. Estos organismos se alimentan fundamentalmente de la capa superficial del sedimento, seleccionando partículas de diferente tamaño, incluyendo macroalgas, detritus y restos de animales. Ecológicamente, estos peces juegan un rol importante en el flujo de energía del ecosistema, en el ciclo de los materiales y en la dinámica de la población de sus respectivas comunidades (Bowen, 1983). Considerando los valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados en los sedimentos, es notorio que estos organismos son selectivos en su alimentación. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en los organismos juveniles (intervalo de 14.26 a 15.13‰) fueron

menores que los de los adultos (de 15.89 a 17.15‰) ($p < 0.05$), durante los cuatro muestreos. Esto se debe a las diferentes fuentes de alimentación, ya que las lisas juveniles (≤ 40 mm) se alimentan principalmente de plancton y en la etapa adulta son detritívoras, ingiriendo grandes cantidades de materia orgánica de los sedimentos (Whitfield et al., 2012). En un estudio realizado por Vinnizi y Mazzola (2003), en una laguna costera del mediterráneo, donde entre otras cosas, evaluaron diferencias estacionales entre composición isotópica de productores primarios y consumidores, encontraron valores de $\delta^{13}\text{C}$ para una especie de lisa (*L. aureata*) de -16.03 a -15.5‰, similares a los encontrados en lisa adulta en este trabajo.

En el grupo de los consumidores secundarios, se analizaron organismos juveniles y adultos de la especie de jaiba *C. arcuatus*, y las composiciones isotópicas de N y C, en los dos estadios fueron similares ($p > 0.05$) durante los cuatro muestreos. Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaron entre -17.23 a -13.11‰, mientras que para $\delta^{15}\text{N}$ entre 14.26 y 17.04‰. De acuerdo a Arreola-Lizárraga y colaboradores (2003) esta especie es carnívora desde etapas tempranas de su vida, consumiendo crustáceos, peces pequeños y moluscos, lo que es acorde con lo encontrado en este estudio. Dittel y colaboradores (2006), estudiaron la ecología de la especie de jaiba *C. sapidus* usando isótopos estables de C y N en diferentes estadios y encontraron un intervalo de $\delta^{15}\text{N}$ entre 5.2 y 6.9‰ para las juveniles y entre 8.8 y 9.8‰ para las adultas. Estas diferencias las atribuyeron a los cambios de dieta que experimentan con el desarrollo y a la disponibilidad de presas, como una adaptación de sobrevivencia. En este estudio, las composiciones de C y N de *C. arcuatus* en los dos estadios sugieren que poseen dietas similares, posiblemente relacionada con la abundancia de crustáceos, principalmente camarón, en El Tóbari.

Dentro de los consumidores secundarios también se encuentran los peces con hábitos alimenticios carnívoros y en este trabajo se colectaron tres especies (mojarra, pargo y ronchacho) de organismos juveniles y adultos. No hubo variaciones significativas ($p > 0.05$) en las composiciones isotópicas entre las especies, aunque los valores en el ronchacho estuvieron enriquecidos. En cuanto a la composición isotópica por estadio, en general, las especies juveniles presentaron valores relativamente altos de $\delta^{13}\text{C}$

(intervalo de -16.49 a -13.32‰) y menores de $\delta^{15}\text{N}$ (14.30 a 17.59‰); los intervalos para los adultos variaron de -17.24 a -14.58‰ para $\delta^{13}\text{C}$ y de 16.14 a 18.58‰ para $\delta^{15}\text{N}$. Estas similitudes son indicativas de que estos peces comparten los mismos recursos dentro de la comunidad, consumiendo mayormente una dieta similar, y las diferencias probablemente con debidas a la partición del alimento, un mecanismo común que se produce entre las especies coexistentes (Ross, 1986). Las diferencias entre los estadios se debe a que las especies sufren cambios ontogénicos durante el crecimiento, yendo de una dieta zooplánctívora, al consumo de organismos pequeños y de mayor tamaño en la adultez (Amezcu-Linares, 1996; Vizzini y Mazzola, 2003). Nuestros datos de composición isotópica muestran que la dieta de los peces de El Tóbari está compuesta por organismos filtradores, camarones, caracoles y peces, aunque sus fuentes bentónicas solo fueron exploradas parcialmente.

En el grupo de consumidores terciarios se muestrearon organismos de 4 especies de aves. Hubo ligeras variaciones estacionales ($p < 0.05$) en cada especie, mientras que la composición de $\delta^{13}\text{C}$ en el pedrete *N. violacea* estuvo enriquecida ($p < 0.05$, intervalo de -16.56 a -13.76‰) respecto a las otras especies. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron similares o un poco mayores a los encontrados en los peces, con un intervalo de 15.98 a 19.68‰; los valores más altos se determinaron en el cormorán (de 17.00 a 18.73‰) y la tijereta (de 18.11 a 19.68‰). La composición de $\delta^{13}\text{C}$ de las aves sugiere que tienen una gran variedad de fuentes alimenticias, cambios que pueden ser consecuencia de las diferencias estacionales en la disponibilidad de presas, lo que se refleja en su composición de $\delta^{15}\text{N}$. Las aves son predadores oportunistas que consumen presas pelágicas, bentónicas y terrestres debido a que poseen hábitos migratorios temporales y/o diarios, por lo que muestran variaciones isotópicas estacionales (Hobson et al., 2002). Entonces, las diferencias en la composición de $\delta^{13}\text{C}$ pudo ser debida a que *N. violacea* y *R. longirostris* tuvieron mayor variedad de presas mientras que *P. brasiliensis* y *F. magnificens* mostraron preferencia por presas marinas como son los crustáceos y los peces, lo que es acorde con su composición de $\delta^{15}\text{N}$ ya que son presas de mayor tamaño. Esto ha sido reportado en diferentes comunidades de aves marinas tropicales (Diamond, 1983; Harrison et al., 1983; Surman y Wooller 2003; Ménard et al., 2007; Spear et al.,

2007; y Catry et al., 2009). Las tramas tróficas de los sistemas costeros tropicales son más complejas que la de los ecosistemas polares o templados, debido a la gran diversidad de especies que existen en ellos, por lo tanto la dieta de las aves tropicales es más variada. Aquellas especies de aves que se alimentan de crustáceos, peces y calamares presentan valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ en comparación con los ambientes templados o polares (Sydeman et al., 1997; Thompson et al., 1999; Hobson et al., 2002; y Cherel et al., 2006).

VI.IV. Transferencia y Biomagnificación de Mercurio en la Trama Trófica de El Tóbari

La biomagnificación se define como la transferencia de un contaminante a través de una trama trófica, con el consecuente incremento en la concentración del mismo entre los estratos de la trama, y que involucra al menos tres niveles tróficos sucesivos. Se considera que la biomagnificación ocurre cuando el factor de biomagnificación (ecuación 3, página 9) es mayor a 1 (Connell, 1989, 1990; Rand et al., 1995; Mackay y Fraser, 2000; y Dehn et al., 2006).

Los análisis de regresión entre la composición de $\delta^{15}\text{N}$ y la concentración de mercurio en los organismos con diferentes hábitos alimenticios de El Tóbari durante los cuatro muestreos, se presentan en las Figuras 3, 4, 5 y 6. En los cuatro casos se observa que la concentración de mercurio aumenta al incrementarse la composición de $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0.05$).

Las regresiones fueron lineales en los muestreos, agosto de 2011 ($R^2=0.46$), febrero de 2012 ($R^2=0.74$), octubre de 2012 ($R^2=0.43$) y mayo de 2012 la regresión fue exponencial ($R^2=0.68$). Esto indica que, en apariencia, el mercurio está siendo biomagnificado a través de la trama trófica de El Tóbari, lo que es frecuentemente reportado en tramas tróficas marinas (Dietz et al., 2000; Ullrich et al., 2001; Fitzgerald and Lamborg, 2005 y Jara-Marini et al., 2012). Sin embargo, de acuerdo a Dehn y colaboradores (2006), la biomagnificación de un metal en una trama trófica ocurre cuando la pendiente, que define el factor de biomagnificación, es igual o mayor a uno. Considerando este criterio,

la biomagnificación del mercurio en la trama trófica de El Tóbari no está ocurriendo ya que los valores de las pendientes fueron 0.36 en el muestreo de agosto de 2011, 0.46 en el muestreo de febrero de 2012, 0.19 en el muestreo de mayo de 2012 y 0.23 en el muestreo de octubre de 2012.

Dehn y colaboradores (2006), propusieron calcular el factor de biomagnificación (FBM) considerando la composición de $\delta^{15}\text{N}$ tanto del depredador como de la presa, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{FBM Mod} = \frac{\left(\frac{\text{Concentración del metal}_{\text{Depredador}}}{\text{Concentración del metal}_{\text{Presa}}} \right)}{\left(\frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{Depredador}}}{\delta^{15}\text{N}_{\text{Presa}}} \right)} \quad (7)$$

Es así como se calcularon los factores de biomagnificación modificados (FBM_{Mod}), considerando las principales relaciones tróficas entre los organismos colectados en El Tóbari (Tabla 8). El número de niveles tróficos en una trama trófica es uno de los factores más importantes para evaluar la biomagnificación de Hg en los tejidos de los consumidores (Cremona et al., 2008 y Chumchal y Hambright, 2009), por lo que en esta misma tabla se presentan los niveles tróficos de los organismos colectados en El Tóbari, asumiendo un enriquecimiento de $\delta^{15}\text{N}$ de un nivel trófico a otro de 3.0‰ (Michener y Schell, 1994).

En general se determinaron cuatro niveles tróficos, considerando que los productores primarios (el fitoplancton, las macroalgas y los mangles) están en la base de la trama trófica. El segundo nivel trófico está integrado por el zooplancton y los organismos filtradores (*C. gnidia*, *C. fructifraga*, *C. gigas*, *C. corteziensis* y *F. dentivarians*) y el caracol *H. erythrostroma*. En el tercer nivel trófico quedaron los organismos juveniles del pez detritívoro (*M. cephalus*), la jaiba juvenil y adulta (*C. arcuatus*), las especies de peces carnívoros juveniles y adultos (*G. cinereus*, *H. leuciscus* y *L. argentiventris*), y dos especies de aves (pedrete *N. violácea* y rascón *R. longirostris*). El cuarto nivel

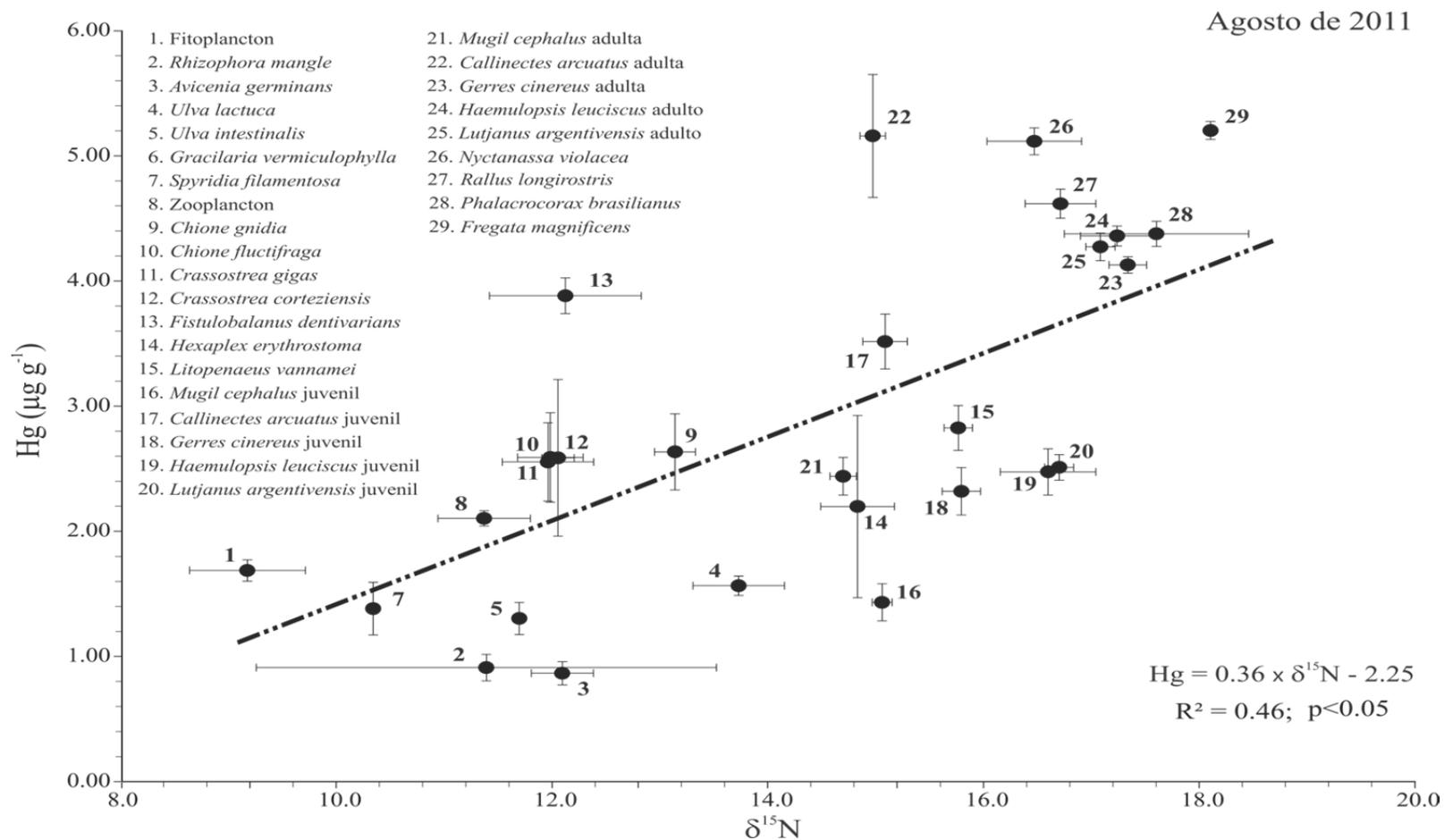


Figura 3. Correlación entre la composición de $\delta^{15}N$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de agosto de 2011. Los puntos representan los valores medios y las líneas representan las desviaciones estándar. La línea punteada es la regresión calculada entre las dos variables.

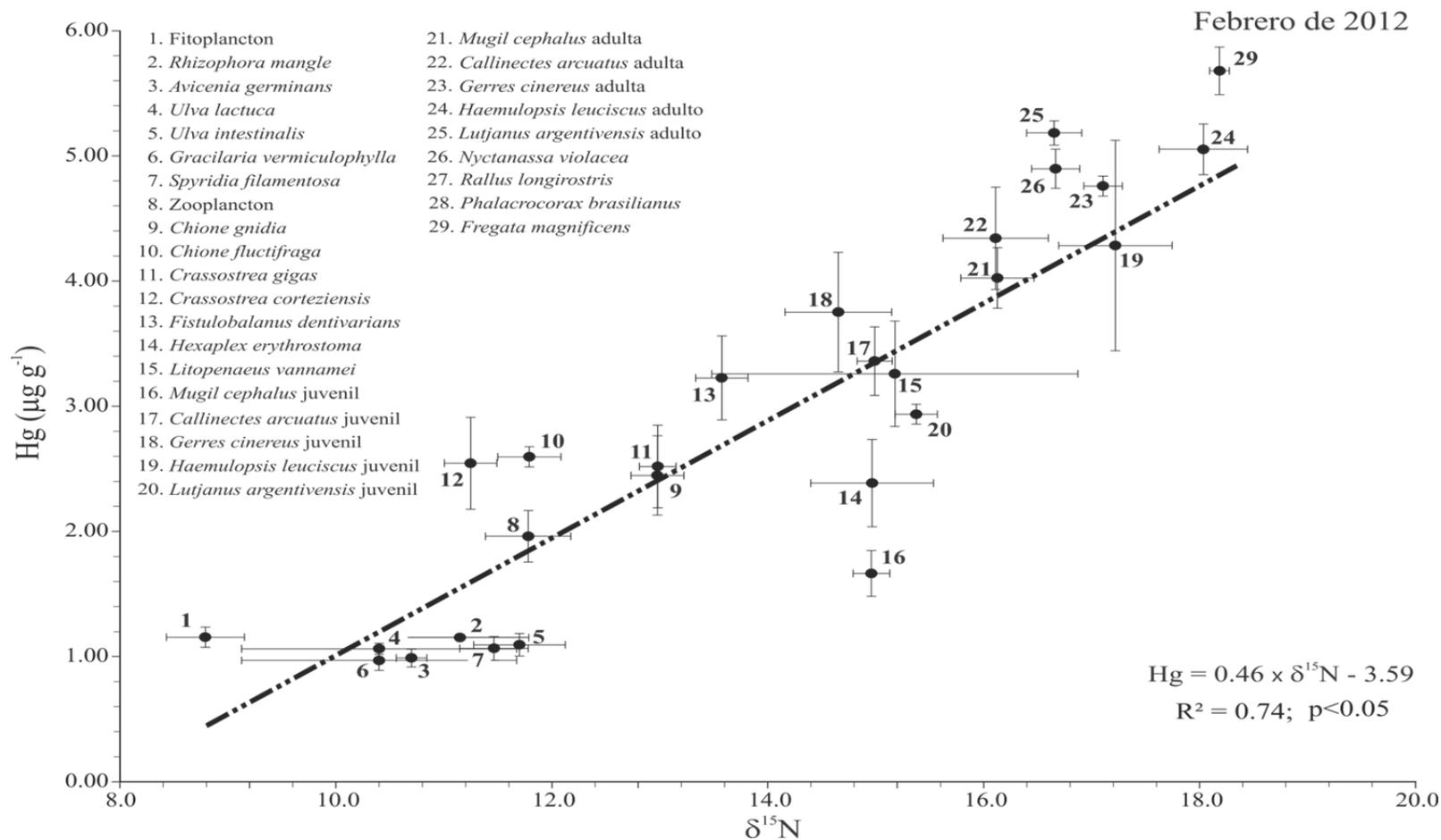


Figura 4. Correlación entre la composición de $\delta^{15}N$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de febrero de 2012. Los puntos representan los valores medios y las líneas representan las desviaciones estándar. La línea punteada es la regresión calculada entre las dos variables.

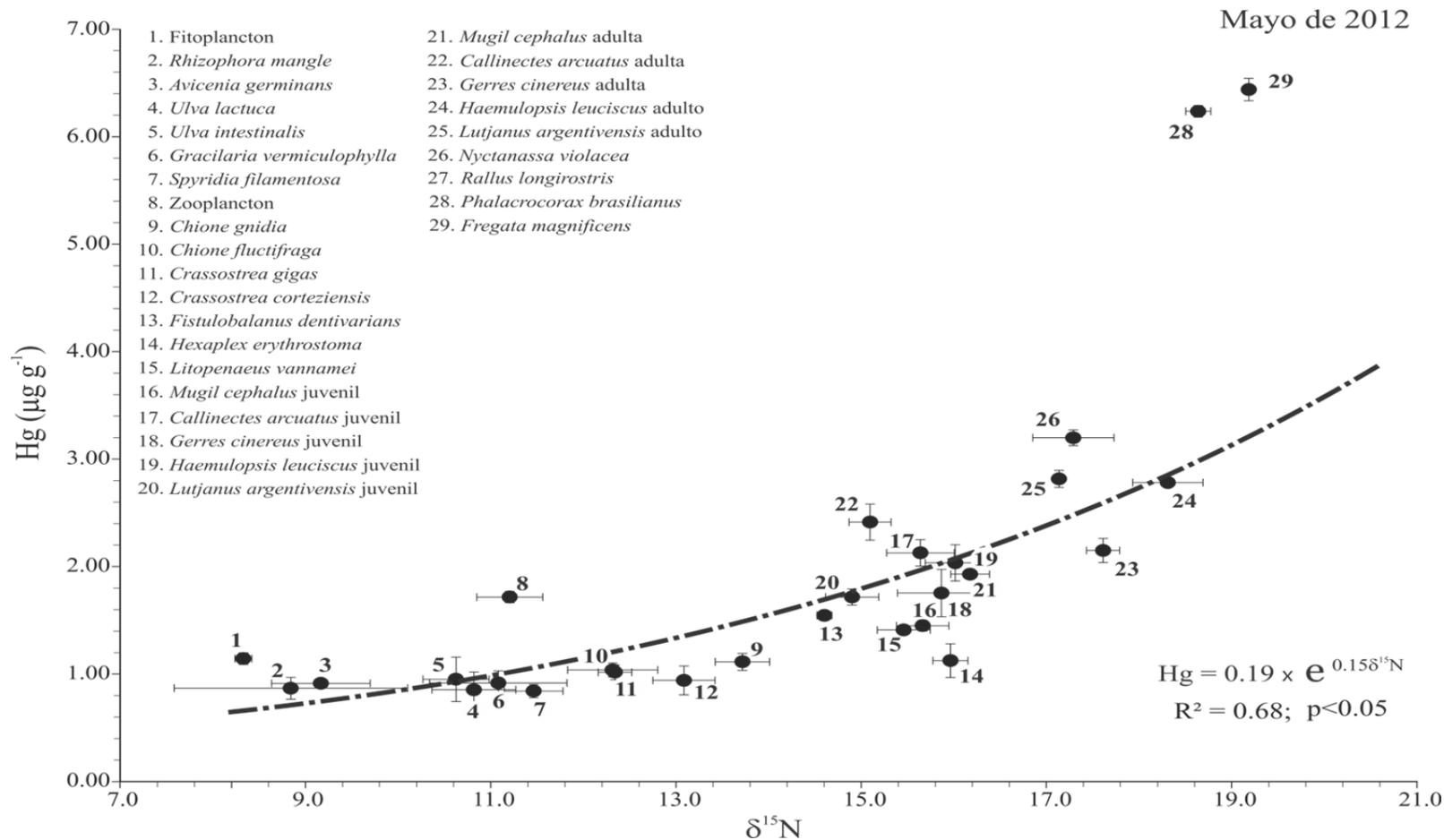


Figura 5. Correlación entre la composición de $\delta^{15}N$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de mayo de 2012. Los puntos representan los valores medios y las líneas representan las desviaciones estándar. La línea punteada es la regresión calculada entre las dos variables.

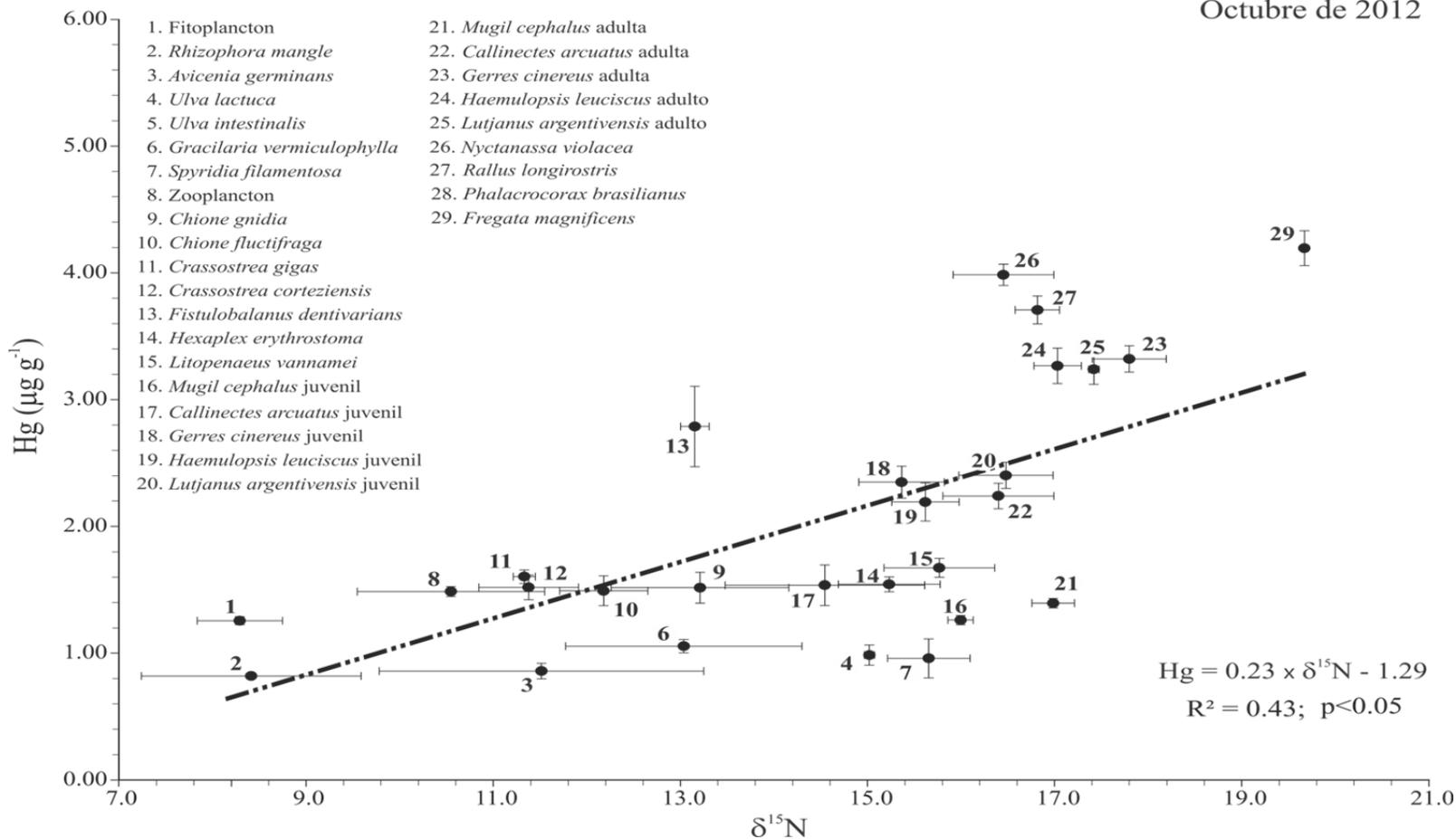


Figura 6. Correlación entre la composición de $\delta^{15}N$ y la concentración de Hg en los organismos colectados en el sistema lagunar El Tóbari, Sonora, durante el muestreo de octubre de 2012. Los puntos representan los valores medios y las líneas representan las desviaciones estándar. La línea punteada es la regresión calculada entre las dos variables.

Tabla 8. Factores de biomagnificación modificados entre las principales relaciones tróficas de los organismos de El Tóbari, durante los cuatro muestreos.

| Depredador | Presa | Factor de biomagnificación modificado (Nivel trófico del depredador) | | | |
|----------------------------|----------------------------|--|--------------|-----------|--------------|
| | | Agosto 2011 | Febrero 2012 | Mayo 2012 | Octubre 2012 |
| Zooplankton | Fitoplancton | 1.0 (2.0) | 1.3 (2.0) | 1.1 (2.0) | 0.9 (2.0) |
| <i>C. gnidia</i> | Fitoplancton | 1.1 (2.6) | 1.4 (2.4) | 0.6 (2.8) | 0.8 (2.9) |
| <i>C. fluctifraga</i> | Fitoplancton | 1.2 (2.2) | 1.7 (2.0) | 0.6 (2.4) | 0.8 (2.5) |
| <i>C. gigas</i> | Fitoplancton | 1.1 (2.2) | 1.5 (2.4) | 0.6 (2.4) | 0.9 (2.3) |
| <i>C. corteziensis</i> | Fitoplancton | 1.2 (2.2) | 1.7 (1.8) | 0.5 (2.6) | 0.9 (2.3) |
| <i>F. dentivarians</i> | Fitoplancton | 1.7 (2.3) | 1.8 (2.6) | 0.8 (3.1) | 1.4 (2.9) |
| <i>M. cephalus</i> juvenil | <i>U. lactuca</i> | 2.0 (3.2) | 1.1 (3.1) | 1.2 (3.5) | 1.2 (3.8) |
| | <i>U. intestinalis</i> | 2.1 (3.2) | 1.2 (3.1) | 1.0 (3.5) | - |
| | <i>G. vermiculophylla</i> | - | 1.2 (3.1) | 1.1 (3.5) | 1.0 (3.8) |
| | <i>S. filamentosa</i> | 1.7 (3.2) | 1.2 (3.1) | 1.3 (3.5) | 1.3 (3.8) |
| <i>M. cephalus</i> adulta | <i>U. lactuca</i> | 1.5 (3.1) | 2.4 (3.4) | 1.5 (3.7) | 1.2 (4.1) |
| | <i>U. intestinalis</i> | 1.5 (3.1) | 2.7 (3.4) | 1.3 (3.7) | - |
| | <i>G. vermiculophylla</i> | - | 2.7 (3.4) | 1.4 (3.7) | 1.0 (4.1) |
| | <i>S. filamentosa</i> | 1.2 (3.1) | 2.7 (3.4) | 1.6 (3.7) | 1.3 (4.1) |
| <i>C. arcuatus</i> juvenil | <i>L. vannamei</i> | 1.3 (3.2) | 1.0 (3.1) | 1.5 (3.5) | 1.0 (3.3) |
| | <i>H. erythrostroma</i> | 1.6 (3.2) | 1.4 (3.1) | 1.9 (3.5) | 1.0 (3.3) |
| <i>G. cinereus</i> juvenil | <i>L. vannamei</i> | 0.8 (3.5) | 1.2 (3.0) | 1.2 (3.6) | 1.4 (3.6) |
| | <i>H. erythrostroma</i> | 1.0 (3.5) | 1.6 (3.0) | 1.6 (3.6) | 1.5 (3.6) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 1.5 (3.5) | 2.3 (3.0) | 0.9 (3.6) | 1.9 (3.6) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 0.6 (3.5) | 1.1 (3.0) | 0.7 (3.6) | 1.4 (3.6) |

Tabla 8. Factores de biomagnificación modificados entre las principales relaciones tróficas de los organismos de El Tóbari, durante los cuatro muestreos (continuación).

| Depredador | Presa | Factor de biomagnificación modificado (Nivel trófico del depredador) | | | |
|---------------------------------|----------------------------|--|--------------|-----------|--------------|
| | | Agosto 2011 | Febrero 2012 | Mayo 2012 | Octubre 2012 |
| <i>H. leuciscus</i> juvenil | <i>L. vannamei</i> | 0.8 (3.7) | 1.2 (3.8) | 1.4 (3.6) | 1.3 (3.7) |
| | <i>H. erythrostoma</i> | 1.0 (3.7) | 1.5 (3.8) | 1.8 (3.6) | 1.4 (3.7) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 1.6 (3.7) | 2.2 (3.8) | 1.1 (3.6) | 1.8 (3.7) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 0.6 (3.7) | 1.1 (3.8) | 0.8 (3.6) | 1.3 (3.7) |
| <i>L. argentivensis</i> juvenil | <i>L. vannamei</i> | 0.8 (3.8) | 0.9 (3.2) | 1.3 (3.2) | 1.4 (4.0) |
| | <i>H. erythrostoma</i> | 1.0 (3.8) | 1.2 (3.2) | 1.6 (3.2) | 1.4 (4.0) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 1.6 (3.8) | 1.7 (3.2) | 1.0 (3.2) | 1.8 (4.0) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 0.6 (3.8) | 0.9 (3.2) | 0.7 (3.2) | 1.4 (4.0) |
| <i>C. arcuatus</i> adulta | <i>L. vannamei</i> | 1.9 (3.2) | 1.3 (3.4) | 1.8 (3.3) | 1.3 (4.0) |
| | <i>H. erythrostoma</i> | 2.4 (3.2) | 1.7 (3.4) | 2.3 (3.3) | 1.3 (4.0) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 3.6 (3.2) | 2.4 (3.4) | 1.3 (3.3) | 1.7 (4.0) |
| <i>G. cinereus</i> adulta | <i>C. gnidia</i> | 1.2 (4.0) | 1.5 (3.8) | 1.5 (4.1) | 1.6 (4.4) |
| | <i>C. fluctifraga</i> | 1.1 (4.0) | 1.3 (3.8) | 1.5 (4.1) | 1.5 (4.4) |
| | <i>L. vannamei</i> | 1.3 (4.0) | 1.3 (3.8) | 1.3 (4.1) | 1.8 (4.4) |
| | <i>H. erythrostoma</i> | 1.6 (4.0) | 1.7 (3.8) | 1.7 (4.1) | 1.8 (4.4) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 2.5 (4.0) | 2.5 (3.8) | 1.0 (4.1) | 2.4 (4.4) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.0 (4.0) | 1.2 (3.8) | 0.8 (4.1) | 1.8 (4.4) |
| | <i>C. gnidia</i> | 1.3 (4.0) | 1.5 (4.1) | 1.9 (4.4) | 1.7 (4.2) |
| <i>H. leuciscus</i> adulto | <i>C. fluctifraga</i> | 1.2 (4.0) | 1.3 (4.1) | 1.8 (4.4) | 1.6 (4.2) |
| | <i>L. vannamei</i> | 1.4 (4.0) | 1.3 (4.1) | 1.7 (4.4) | 1.8 (4.2) |

Tabla 8. Factores de biomagnificación modificados entre las principales relaciones tróficas de los organismos de El Tóbari, durante los cuatro muestreos (continuación).

| Depredador | Presa | Factor de biomagnificación modificado (Nivel trófico del depredador) | | | |
|--------------------------------|---------------------------------|--|--------------|-----------|--------------|
| | | Agosto 2011 | Febrero 2012 | Mayo 2012 | Octubre 2012 |
| <i>H. leuciscus</i> adulto | <i>H. erythrostoma</i> | 1.7 (4.0) | 1.7 (4.1) | 2.1 (4.4) | 1.9 (4.2) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 2.7 (4.0) | 2.5 (4.1) | 1.3 (4.4) | 2.4 (4.2) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.1 (4.0) | 1.2 (4.1) | 1.0 (4.4) | 1.8 (4.2) |
| <i>L. argentivensis</i> adulto | <i>C. gnidia</i> | 1.2 (3.9) | 1.7 (3.6) | 2.0 (4.0) | 2.0 (3.2) |
| | <i>C. fluctifraga</i> | 1.2 (3.9) | 1.4 (3.6) | 2.0 (4.0) | 1.9 (3.2) |
| | <i>L. vannamei</i> | 1.4 (3.9) | 1.4 (3.6) | 1.8 (4.0) | 2.1 (3.2) |
| | <i>H. erythrostoma</i> | 1.7 (3.9) | 1.9 (3.6) | 2.3 (4.0) | 2.2 (3.2) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 2.6 (3.9) | 2.8 (3.6) | 1.4 (4.0) | 2.9 (3.2) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.1 (3.9) | 1.4 (3.6) | 1.0 (4.0) | 2.2 (3.2) |
| | <i>L. vannamei</i> | 1.7 (3.7) | 1.4 (3.6) | 2.0 (4.0) | 2.3 (4.0) |
| <i>N. violacea</i> | <i>H. erythrostoma</i> | 2.1 (3.7) | 1.8 (3.6) | 2.6 (4.0) | 2.4 (4.0) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 3.3 (3.7) | 2.6 (3.6) | 1.6 (4.0) | 3.1 (4.0) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.3 (3.7) | 1.3 (3.6) | 1.2 (4.0) | 2.3 (4.0) |
| | <i>G. cinereus</i> juvenil | 2.1 (3.7) | 1.1 (3.6) | 1.7 (4.0) | 1.6 (4.0) |
| | <i>H. leuciscus</i> juvenil | 2.1 (3.7) | 1.2 (3.6) | 1.5 (4.0) | 1.7 (4.0) |
| | <i>L. argentivensis</i> juvenil | 2.1 (3.7) | 1.5 (3.6) | 1.6 (4.0) | 1.7 (4.0) |
| | <i>L. vannamei</i> | 1.5 (3.8) | - | - | 2.1 (4.1) |
| <i>R. longirostris</i> | <i>H. erythrostoma</i> | 1.9 (3.8) | - | - | 2.2 (4.1) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 2.9 (3.8) | - | - | 2.8 (4.1) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.2 (3.8) | - | - | 2.1 (4.1) |

Tabla 8. Factores de biomagnificación modificados entre las principales relaciones tróficas de los organismos de El Tóbari, durante los cuatro muestreos (continuación).

| Depredador | Presa | Factor de biomagnificación modificado (Nivel trófico del depredador) | | | |
|------------------------|---------------------------------|--|--------------|-----------|--------------|
| | | Agosto 2011 | Febrero 2012 | Mayo 2012 | Octubre 2012 |
| <i>R. longirostris</i> | <i>G. cinereus</i> juvenil | 1.9 (3.8) | - | - | 1.4 (4.1) |
| | <i>H. leuciscus</i> juvenil | 1.9 (3.8) | - | - | 1.6 (4.1) |
| | <i>L. argentivensis</i> juvenil | 1.8 (3.8) | - | - | 1.5 (4.1) |
| <i>P. brasilianus</i> | <i>L. vannamei</i> | 1.4 (4.1) | - | 3.7 (4.5) | - |
| | <i>H. erythrostroma</i> | 1.7 (4.1) | - | 4.7 (4.5) | - |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 2.6 (4.1) | - | 2.8 (4.5) | - |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.1 (4.1) | - | 2.1 (4.5) | - |
| | <i>G. cinereus</i> juvenil | 1.7 (4.1) | - | 3.0 (4.5) | - |
| | <i>H. leuciscus</i> juvenil | 1.7 (4.1) | - | 2.6 (4.5) | - |
| | <i>L. argentivensis</i> juvenil | 1.7 (4.1) | - | 2.9 (4.5) | - |
| <i>F. magnificens</i> | <i>L. vannamei</i> | 1.6 (4.2) | 1.5 (4.1) | 3.7 (4.7) | 2.0 (5.0) |
| | <i>H. erythrostroma</i> | 2.0 (4.2) | 1.9 (4.1) | 4.7 (4.7) | 2.1 (5.0) |
| | <i>M. cephalus</i> juvenil | 3.0 (4.2) | 2.8 (4.1) | 2.8 (4.7) | 2.7 (5.0) |
| | <i>C. arcuatus</i> juvenil | 1.2 (4.2) | 1.4 (4.1) | 2.1 (4.7) | 2.0 (5.0) |
| | <i>G. cinereus</i> juvenil | 2.0 (4.2) | 1.2 (4.1) | 3.0 (4.7) | 1.4 (5.0) |
| | <i>H. leuciscus</i> juvenil | 1.9 (4.2) | 1.3 (4.1) | 2.6 (4.7) | 1.5 (5.0) |
| | <i>L. argentivensis</i> juvenil | 1.9 (4.2) | 1.6 (4.1) | 2.9 (4.7) | 1.5 (5.0) |

trófico estuvo integrado por dos especies de aves (cormorán *P. brasiliensis* y la tijereta *F. magnificens*). Durante el muestreo de octubre de 2012, se determinaron 5 niveles tróficos donde las diferencias fueron a partir el tercer nivel trófico, que fue ocupado por las lisas juveniles y dos especies de peces carnívoros juveniles (*G. cinereus* y *H. leuciscus*). El cuarto nivel trófico lo ocuparon las especies de peces carnívoros juveniles (*L. argentiventris*) y adultos (*G. cinereus*, *H. leuciscus* y *L. argentiventris*), y dos especies de aves (pedrete *N. violácea* y rascón *R. longirostris*). El quinto y último nivel trófico fue ocupado por la tijereta.

Los productores primarios acumulan Hg a partir del agua, capturando las formas químicas disueltas, y se ha propuesto que el fitoplancton representa el principal punto de ingreso de Hg en las tramas tróficas (Pickhardt, 2007). Mientras que las formas químicas ligadas a la materia en suspensión o depositadas en el sedimento, representan las rutas de exposición más importantes para los organismos filtradores (como las almejas, balanos y ostiones) ya que es su fuente de alimentos (Hall et al., 1997 ; Tsui y Wang, 2004).

En todos los muestreos se puede observar que en su mayoría (86% para el muestreo de agosto de 2011, 96% para el de febrero de 2012, 82% para el de mayo de 2012 y 88% para el de octubre de 2012) las relaciones tróficas de los organismos tuvieron los FBM_{Mod} mayores a 1. Es de notarse que los valores más altos del FBM_{Mod} se presentaron para la jaiba adulta, los peces adultos y las aves; es decir, para los dos niveles tróficos superiores. Esto indica que el Hg está siendo biomagnificado en El Tóbari, lo cual coincide con la asociación entre el contenido de Hg y los valores de $\delta^{15}N$ en los organismos analizados en este estudio.

Existen varios reportes sobre la biomagnificación de Hg (Dietz et al., 2000; Wang, 2002; y Dehn et al., 2006). Gray (2002), hizo una compilación de la literatura publicada durante los años 1970 - 2000, y encontró que sólo este metal era reportado como biomagnificado en diferentes tramas de ecosistemas marinos. Específicamente, algunos

estudios mostraron que sólo las formas orgánicas de Hg se biomagnifican en las tramas tróficas (Cabana et al., 1994; y Reinfelder et al., 1998). En un estudio de laboratorio sobre transferencia de metales en organismos de una trama trófica intermareal rocosa, Blackmore y Wang (2004), encontraron que el Metil-Hg mostró las mayores velocidades de asimilación y que el Hg inorgánico mostró las más bajas. Sin embargo, a pesar de que los potenciales de transferencia fueron marcadamente diferentes entre las dos especies (mayor en la forma orgánica), ambas formas mostraron factores de transferencia mayores a 1. En un estudio sobre la transferencia de Hg en una trama trófica del Ártico como parte de un programa de monitoreo, Dietz y colaboradores (2000), consideraron la biomagnificación del Hg, ya que hubo una transferencia positiva a través de 5 grupos de organismos, con un intervalo de concentración de 0.02 a 0.13 $\mu\text{g g}^{-1}$.

La biomagnificación de las especies químicas orgánicas de Hg está asociada a su mayor solubilidad en tejidos adiposos pero las especies químicas inorgánicas muestran dinámicas de acumulación similares en cuanto a la acumulación en tejidos con relativamente bajo contenido de tejido adiposo (Wang, 2002). El potencial de biomagnificación de un metal depende de una alta eficiencia de asimilación y bajas tasas de eliminación (Reinfelder et al., 1998; y Wang, 2002). En cuanto a la biomagnificación del Hg, estudios de campo y de laboratorio han sido consistentes en confirmarla (Trudel y Rasmussen, 1997; Reinfelder et al., 1998; y Wang, 2002).

Las fuentes naturales, las antropogénicas y las reemisiones son las tres fuentes principales de emisiones de Hg en el mundo (USEPA, 1997). Respecto a México, se ha estimado que desde 1540 hasta 1850, alrededor de 45,000 toneladas de Hg fueron enviados desde España a México con el propósito de extraer metales en Zacatecas y otras ciudades del centro del país (De la Peña-Sobarzo, 2003). Las fuentes antropogénicas más importantes que producen contaminación por Hg en los sistemas acuáticos son la deposición atmosférica, las descargas de efluentes urbanos e industriales no tratados, los agroquímicos, los desechos químicos de la minería y la combustión de

combustibles fósiles (Hermanson, 1998; y Wang et al., 2004). Es importante señalar que estudios realizados en todo el mundo, en su mayoría, apoyan fuertemente la teoría de que la deposición atmosférica es incluso la fuente predominante de Hg en los sistemas acuáticos (Wang et al., 2004), además, se sabe que ésta varía, siendo mayor en verano que en invierno (Guentzel et al., 2001; y Mason et al., 2000).

En cuanto a la agricultura, los plaguicidas y fungicidas que contienen Hg fueron utilizados ampliamente, por lo que es posible que los suelos de cultivo intensivo tengan altas concentraciones de Hg. Y aunque actualmente estos productos con Hg están prohibidos o tienen un uso restringido, la fuerte persistencia del Hg en el medio ambiente ha sido probada en estudios en regiones agrícolas como la del Mississippi, en las que se encontraron concentraciones elevadas de Hg en suelos, sedimentos, agua y peces (Knight y Cooper, 1996; Cooper y Gillespie Jr, 2001).

En este contexto, la laguna El Tóbari también es un receptor importante de aguas residuales agrícolas provenientes del Valle del Yaqui y de descargas domésticas de poblaciones aledañas, además de efluentes de una granja camaronícola (García-Hernández, 2004), por lo que posiblemente estas actividades participen en la acumulación de Hg en los organismos y sedimentos de este ecosistema, sin embargo se recomienda investigar a fondo las fuentes puntuales de contaminación, para establecer relaciones más directas, así como tomar en cuenta otras fuentes antropogénicas como la deposición atmosférica, la cual es considerada la fuente mayormente responsable de los incrementos en las concentraciones de Hg en los sistemas acuáticos, por lo que no debe despreciarse.

VII. CONCLUSIONES

- Las concentraciones de Hg total en las fracciones geoquímicas biodisponibles de los sedimentos tuvieron variaciones estacionales, con las mayores concentraciones en los muestreos de mayo y octubre de 2012, las que estuvieron asociadas al dragado por la demolición de pedraplén.
- En general, las concentraciones biodisponibles de Hg en los sedimentos de El Tóbari fueron mayores a los encontrados en otros ecosistemas lagunares del Golfo de California.
- Las concentraciones de Hg total en las fracciones geoquímicas biodisponibles de los sedimentos resultaron en concentraciones relativamente altas del metal en los organismos de la trama trófica del ecosistema.
- El Hg está siendo biomagnificado en la trama trófica de El Tóbari, ya que las concentraciones de Hg aumentaron al aumentar la composición de $\delta^{15}\text{N}$ en los organismos.

VIII. RECOMENDACIONES

- Hacer un estudio sobre los agroquímicos que son usados tanto en la agricultura del Valle del Yaqui como en la acuicultura del camarón, para evaluar sus aportes a los niveles de Hg en El Tóbari.
- Evaluar la transferencia de otros metales pesados (como arsénico, cadmio, cobre, plomo, selenio y zinc) en la trama trófica de El Tóbari, y elucidar sus dinámicas y sus posibles interferencias y/o sinergismos de su toxicidad con el Hg, en los organismos del ecosistema.
- Hacer un estudio en las comunidades aledañas a El Tóbari, donde se mida el riesgo a la salud por Hg y otros metales pesados, asociado al consumo de productos marinos derivados de la pesca.

IX. BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar V., Kolb M., Hernández, D., Urquiza, T. y Koleff, P. 2008. Prioridades de conservación de la biodiversidad marina de México. *Biodiversitas CONABIO* 79: 1-15.
- Abrantes, K. y Sheaves, M. 2008. Incorporation of terrestrial wetland material into aquatic food webs in a tropical estuarine wetland. *Est. Coastal Shelf Sci.* 80:401-412.
- Agah H., Leermakers M., Elskens M., Mohamad Reza Fatemi, S. y Baeyens W. 2007. Total mercury and methyl mercury concentrations in fish from the Persian Gulf and the Caspian Sea. *Water Air Soil Pollut.* 181:95-105.
- Alonso-Rodriguez R. 2004. Hidrología y condiciones ambientales que determinan la proliferación de dinoflagelados causantes de la marea roja en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz, BCS.
- Amezcu-Linares F. 1996. Peces demersales de la plataforma continental del pacífico central de México. /CMYL-UNAM. México DF. 184pp.
- Amiard J.C. Amiard-Triquet C. and Métayer C. 1985. Experimental study of bioaccumulation, toxicity and regulation of some trace metals in various estuarine and coastal organisms. *Symposium Biologica Hungarica.* 29:313-323.
- Arreola-Lizárraga J.A., Hernández-Moreno L.G., Hernández-Vázquez S., Flores-Verdugo F.J., Lechuga-Devezé C. and Ortega-Rubio A. 2003. Ecology of *Callinectes arcuatus* and *C. bellicosus* (decapoda, portunidae) in a coastal lagoon of Northwest Mexico. *Crustaceana.* 76(6):651-664.
- Back R. C., Gorski P. R., Cleckner L.B and Hurley J. P.2003. Mercury content and speciation in the plankton and benthos of Lake Superior. *Sci. Total. Environ.* 304:349–354.
- Bickert T. 2006. Influence of geochemical processes on stable isotope distribution in marine sediments. En: *Marine Geochemistry*, Shultz, H.D., Zabel, M. (Eds.). Springer, New York. Pp 339-370.

Biney C.A. and Ameyibor E. 1991. Trace Metal Concentrations In The Pink Shrimp *Penaeus Notialis* From The Coast of Ghana. *Water, Air, Soil Pollut.* 63: 273-279.

Boutton T. W. 1991. Stable carbon isotope ratios of natural materials: I. Sample preparation and mass spectrometric analysis. In: *Carbon Isotope Techniques*. Coleman D. C. and B. Fry (eds.). Academic Press, Inc. pp: 155-171.

Bowen S.H. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. *Environ. Biol. Fish.* volume 9. pp. 137-144.

Blackmore G. and Wang W.X. 2004. The transfer of cadmium, mercury, methylmercury, and zinc in an intertidal rocky shore food chain. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 307:91-110.

Bravo C. y Escofet A. 1998. El diagnóstico ambiental de cuerpos de agua costeros, y su importancia en la administración: el caso de bahía Tóbari (Sonora). *Res. XI Congreso Nacional de Oceanografía*. UABC. Ensenada, B. C.

Bridges C. C. and Zalups R. K. 2005. Molecular and ionic mimicry and the transport of toxic metals. *Toxicol. Appl. Pharm.* 204:274–308.

Bryan G.W and 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.

Burdige D.J. 2006. Isotope geochemistry. *Geochemistry of Marine Sediments*. Princeton University Press, New Jersey, USA.27-45 pp.

Burger J., Schreiber E.A. and Gochfeld M. 1993. Metal in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 5:203–311.

Cabana G. and Rasmussen J.B., 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nat.* 372:255-257.

Cabana G., Tremblay A., Kalff J. and Rasmussen J.B. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish Aquatic Sci.* 51:381-389.

Camusso M., Martinotti W., Balestrini R. and Guzzi L.1998. C and N stable isotopes and trace metals in selected organisms from the river Po delta. *Chemosphere.* 37(14-15): 2911-2920.

Carlier A., Riera P., Amouroux J.M., Bodiou J.Y. and Grémare A. 2007. Benthic trophic network in the Bay of Banyuls-sur-Mer (northwest Mediterranean, France): An

assessment based on stable carbon and nitrogen isotopes analysis. *Est. Coastal Shelf Sci.* 72:1-15.

Castilhos Z.C and Bidone, E.D. 2000. Hg biomagnifications in the ichthyofauna of the Taajos river region, Amazonia, Brazil. *B. Environ. Contam Tox.* 64:693-700.

Catry T., Ramos J.A., Jaquemet S., Faulquier L., Berlincourt M., Hauselmann A., Pinet P and Le Corre M. 2009. Comparative foraging ecology of a tropical seabird community of Seychelles, western Indian Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 374:259-272.

Cebrián J., Duarte C., Marba N. and Enriquez S. 1997. Magnitude and fate of the production of four co-occurring western Mediterranean seagrass species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 155:29-44.

Cherel Y., Phillips R. A., Hobson K.A and McGill R. 2006. Stable isotope evidence of diverse species-specific and individual wintering strategies in seabirds. *Biol. Lett.* 2:301-303.

Chouvelon T., Warnau M., Churlaud C. and Bustamante M. 2009. Hg concentrations and related risk assessment in coral reef crustaceans, molluscs and fish from New Caledonia. *Environ. Pollut.* 157, 331-340.

Chumchal M.M. and Hambright K.D. 2009. Ecological factors regulating mercury contamination of fish from Caddo Lake, Texas, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 28:962-972.

Coelho J.P., Pereira M.E., Duarte A. and Pardal M.A. 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coast Shelf Sci.* 65:492-500.

Cole J. J., Finlay S. and Pace M.L. 1988. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: Cross-system overview. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 43:1-10.

Connell D.W. 1989. Biomagnification by aquatic organisms proposal. *Chemosphere* 19, 1573-1584.

Connell D.W. 1990. Environmental routes leading to the bioaccumulation of lipophilic chemicals. In: Connell, D.W. (Ed.), *Bioaccumulation of Xenobiotic Compounds*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 60-73.

Cooper C.M., Gillespie Jr. and W.B. 2001. Arsenic and mercury concentrations in major landscape components of an intensively cultivated watershed. *Environ Pollut.* 111:67-74.

Covelli S., Faganelli J., Horvat M. and Brambati A. 2001. Mercury contamination of coastal sediments of long-term cinnabar mining activity (Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea). *Appl Geochem.* 16: 541-558.

Cremona F., Planas D. and Lucotte M. 2008. Assessing the importance of macroinvertebrate trophic dead ends in the lower transfer of methylmercury in littoral food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65:2043–2052.

Dehn L. A., Follmann E. H., Thomas D. L., Sheffield G. G., Rosa C., Duffy L. K. and O'Hara T. M. 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transfer. *Sci. Total. Environ.* 362: 103-123.

De la Peña-Sobarzo P. 2003. Focos rojos de mercurio en América del Norte. *El Faro* 31, 8–9.

DeNiro M. and Epstein S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 42: 495-506.

Diamond A.W. 1983. Feeding overlap in some tropical and temperate seabird communities. *Stud. Avian. Biol.* 8:24–46.

Dietz R., Riget F., Clleman M., Aarkrog A., Johansen P. and Hansen J.C. 2000. Comparasion of contaminants from different trophic levels and ecosystems. *Science Total. Environ.* 245:221-231.

Dittel A.I., Epifanio C.E. and Fogel M.L. 2006. Trophic relationships of juvenile blue crabs (*Callinectes sapidus*) in estuarine habitats. *Hydrobiologia.* 568:379-390.

Downs S.G., Macleod C.L and Lester J.N. 1998. Mercury in precipitation and its bioaccumulation in fish: a literature review. *Water, Air. Soil Pollut.* 108:149–187.

Ettajani H. and Pirastru L. 1992. Méthodologie pour prévoir le transfert des métaux lourds dans les chaines trophiques marines incluant des Mollusques filtreurs. *Hydroecol. Appl.* 4(2): 79-90.

Fischer W., Krupp W., Schneider W., Sommer C., Carpenter K.E and Niem V.H. 1995a. Plantas e invertebrados. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Volumen I. FAO, Roma, 1-646 pp.

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

Fitzgerald W.F and Lamborg C.H. 2005. Geochemistry of mercury in environment. *Environ Geoch*, en: Holland H.D. & Turekian, K.K. (Eds), *Treatise of Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford. 108-148 pp.

Forstner U. and Wittmann G.T.W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. Springer Verlag, Berlin, pp. 30-61.

Fujii M. 1976. Mercury distribution in lithosphere and atmosphere. In: Kitamura S, Kondo M, Takizawa Y, Fujii M, Fujiki M (eds) Mercury. Kodansha Scientific, p 151

Florence T.M. 1982. The speciation of trace elements in waters. *Talanta*. 29: 345-364.

Flores-Verdugo F., González-Farías F., Zamorano D.S and Ramírez-García P. 1992. Mangrove ecosystems of the Pacific coast of Mexico: distribution, structure, litter fall, and detritus dynamics. En: Coastal Plant Communities of Latin America. Seeliger U. (Ed.), Academic Press Inc.269-298 pp.

Frías-Espericueta M.G., Osuna-López J.I., Estrada-Toledo F.J., López-López G and Izaguirre-Fierro G. 2005. Heavy metals in the edible muscle of shrimp from coastal lagoons located in Northwest Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74: 1098-1104.

Fry B., Macko S. A and Zieman J. C.1987. Review of stable isotopic investigation of food webs in seagrass meadows. *Fla. Mar. Res. Publ.*42:189–209.

Fry B. 1988. Food web structure on Georges Bank from stable C, N and S isotopic compositions. *Limnol. Oceanogr.* 33: 1182-1190.

Fry B. 2006. *Stable Isotope Ecology*. Springer Science Business Media, LLC. Tercera edición. EUA.

García-Hernández J. 2004. Diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas del sur de Sonora. Diagnóstico sur de Sonora-CIAD-WWF. Reporte técnico.

García-Rico L., Valenzuela-Rodríguez M. and Jara-Marini M.E. 2006. Geochemistry of mercury in sediment of oyster areas in Sonora, México. *Mar. Pollut. Bull.* 52:447-468.

Gray J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.* 45: 46-52.

Green-Ruiz C. and Páez-Osuna F. 2003. Heavy metal distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon system associated with an agricultural basin. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71 :52-59.

Goericke R. and Fry B. 1994. Variations of marine plankton $\delta^{13}\text{C}$ with latitude, temperature, and dissolved CO_2 in the world ocean. *Global. Biogeochem. Cycles.* 8:85-90.

Gonzalez P., Dominique Y., Massabuau J.C., Boudou A. and Bourdineaud J.P. 2005. Comparative effects of dietary methylmercury on gene expression in liver, skeletal muscle, and brain of the zebrafish (*Danio rerio*). *Environ. Sci Technol.* 39:3972–3980.

Guentzel J.L., Landing W.M., Gill G.A and Pollman C.D. 2001. Processes influencing rainfall deposition of mercury in Florida. *Environ Sci Technol* 35: 863-873.

Hall B. D., Bodaly R. A., Fudge R. J. P., Rudd J.W.M. and Rosenberg D.M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water. Air. Soil. Pollut.* 100:13–24.

Harrison C.S., Hida T.S. and Seki M.P. 1983. Hawaiian seabird feeding ecology. *Wildl. Monogr.* 85:1–71.

Hendricks M.E and Brusca R.C. 2002. Biodiversidad de los invertebrados marinos de Sinaloa. En *Atlas de Sinaloa*. Cifuentes, L., Gaxiola, L.J. (eds). Colegio de Ciencias de Sinaloa. 141-163pp.

Hermanson M.H.1998. Anthropogenic mercury deposition to arctic lake sediments. *Water. Air. Soil. Pollut.*101:309-321.

Hsieh H.L., Chen C.P., Chen Y.G. and Yang H.H. 2002. Diversity of benthic organic matter flows through polychaetes and crabs in a mangrove estuary: $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{34}\text{S}$ signals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227:145-155.

Hoefs J. 2009. *Stable Isotope Geochemistry*. Sexta edición. Springer. 285 pp.

Hobson K.A. and Welch H.E. 1992. Determination of trophic relationship within a high arctic marine food web using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 84:9-18.

Hobson K. A., Gilchrist G. and Falk K. 2002. Isotopic investigations of seabirds of the North Water Polynya: contrasting trophic relationships between the eastern and western sectors. *Condor.* 104:1–11.

Huerta-Diaz M.A. and Morse J.W. 1990. A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. *Mar. Chem.* 29:119-144.

Huerta-Díaz M.A and Morse J.W.1992. Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 56: 2681-2702.

Jara Marini M.E. 2008. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Doctorado. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 348pp.

Jara Marini M.E., Soto-Jiménez M.F. and Páez-Osuna F. 2009. Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere.* 77:1366-1373.

Jara Marini M.E., Soto-Jiménez M.F. and Páez-Osuna F. 2012. Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic conditions. *Environ. Toxicol.* 27(9): 526-536.

Kersten M. and Förstner U. 1986. Chemical fraction of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water. Sci. Technol.* 18: 121-130.

Khan M.A.K and Wang F. 2009. Mercury-selenium compounds and their toxicological significance: toward a molecular understanding of the mercury-selenium antagonism. *Environ. Toxicol. Chem.* 28:1567–1577.

Knight S.S and Cooper C.M. 1996. Insecticide and metal contamination of a mixed cover agricultural watershed. *Water. Sci. Technol.* 33(2):227-234.

Kojadinovic J., Le Corre M., Cosson R.P and Bustamante P. 2007. Trace elements in three marine birds breeding on Reunion Island (Western Indian Ocean). Part1. Factors influencing their bioaccumulation. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 52:418–430.

Lankford R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. In: Wiley, M. (ed.), *Estuarine processes*. Academic Press, Nueva York. : 182-215 pp

Lindberg S., Bullock R., Ebinghaus R., Engstrom D., Feng X., Fitzgerald W., Pirrone, N., Prestbo E. and Seigneur C. 2007. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *Ambio* 36: 19–32.

Loneragan N.R., Bunn S.E. and Kellaway D.M. 1997. Are mangroves and seagrasses sources of organic carbon for penaeid prawns in a tropical Australian estuary? A multiple stable-isotope study. *Mar. Biol.* 130:289-300.

Luoma S.N. 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements?. *Hidrobiol.* 176: 379-396.

Luoma S.N., Furness R.W and Rainbow, P.S. (eds.), 1990. Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. *Heavy Metals In the Marine Environment* CRC Press, Boca Raton, Fla, 51-66p.

Mackay D. and Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanism and models. *Environ. Pollut.* 110: 375-391.

Macfarlane G.R., Koller C.E and Blomberg S.P. 2007. Accumulation and partitioning of heavy metals in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil. *Environ Pollut.* 120: 455-461.

Martinez-Cordova L.R., Campaña Torres A. and Porchas-Cornejo M.A. 2003 Dietary protein level and natural food management in the culture of blue (*Litopenaeus stylirostris*) and white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in microcosms. *Aquac. Nutr.* 9:155-160.

- Mason, R.P., Lawson N.M and Sheu G.R. 2000. Annual and seasonal trends in mercury deposition in Maryland. *Atmospheric Environment* 34:1691-1701.
- Ménard F., Lorrain A., Potier M. and Marsac F. 2007. Isotopic evidence of distinct feeding ecologies and movement patterns in two migratory predators (yellowfin tuna and swordfish) of the western Indian Ocean. *Mar. Biol.* 153:141–152.
- Mendoza-Carranza M., Hoeninghaus D.J., Garcia A.M. and Romero-Rodriguez A. 2010. Aquatic food webs in mangrove and seagrass habitats of Centla Wetland, a Biosphere Reserve in Southeastern Mexico. *Neotrop. Ichthy.* 8:171-178.
- Michener R.H. and Schell D.M. 1994. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. En: Lajtha, K y R. H. Michener (Eds.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell, London, 138-157 p.
- Minganti V., Capelli R., De Pellegrini R., Orsi Relini L. and Relini G. 1996. Total and organic mercury concentrations in offshore crustaceans of the Ligurian Sea and their relations to the trophic levels. *Sci Total Environ.* 1996;184:149–162.
- Minagawa M. and Wada E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between ^{15}N and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 48:135-140.
- Monteiro L.R., Furness R.W. and Del Nevo A.J. 1995. Mercury levels in seabirds from the Azores, Mid-North Atlantic Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28:304–309.
- Monteiro L. R. and Furness R. W. 2001. Kinetics, dose–response, excretion and toxicity of methylmercury in free-living Cory's Shearwater chicks. *Environ. Toxicol. Chem.* 20:1816–1823.
- Monteiro L. R., Granadeiro J. P. and Furness R.W. 1998. Relationship between mercury levels and diet in Azores seabirds. *Mar. Ecol-Prog. Ser.* 166:259–265.
- Morse J.W. and Luther G.W.III. 1999. Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 63:3373-3378.
- Moss B. 1988. *Ecology of Fresh Waters: Man and Medium*, segunda edición. Blackwell, London, UK.
- Moore J.N. Ficklin W.H. and Johns C. 1988. Partitioning of arsenic and others metals in reducing sulfidic sediments. *Environ. Sci. Technol.* 22:432-437.
- Nava-López C y Huerta-Díaz M.A. 2001. Grado de pirritización de metales traza en sedimentos de la costa del Pacífico de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 27(2): 289-309.

Norma oficial mexicana NOM-031-SSA1-1993, bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias.

Noelle E. 2009. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 34: 43–63.

Ochoa-Acuña H., Sepúlveda M.S., Gross T.S. 2002. Mercury in feathers from Chilean birds: influence of location, feeding strategy and taxonomic affiliation. *Mar. Pollut. Bull.* 44:340–349.

Odum W.E. 1970. Utilization of the direct grazing and plant detritus food chains by the striped mullet *Mugil cephalus*. In: Steele, J.J. (Ed.), *Marine Food Chains*. University of California Press, Berkeley, CA. 222–240 pp.

Oliveira-Ribeiro C.A., Rouleau C., Pelletier E., Audet C. and Tjalve H. 1999. Distribution kinetics of dietary methylmercury in the arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Environ. Sci. Technol.* 33:902–907.

Osuna-López J.I. e Izaguirre-Fierro G. 2000. El Golfo de California: Hidrobiología y contaminación. En *Bermejo Mar de Cortés*. UABC/UAS. México.181pp.

Otcher A., Joiris C. R. and Holsbeek L. 2003. Mercury in the bivalves *Anadara (Senilia) senilis*, *Perna perna* and *Crassostrea tulipa* from Ghana. *Sci. Total Environ.* 304:369–375.

Páez-Osuna F., Guerrero-Galván S.R. and Ruiz-Fernández A.C. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 65-75.

Páez-Osuna F. 1999a. La Contaminación y polución costera. *Ciencia y Desarrollo XXV.* 144:60-65.

Páez-Osuna F. 1999b. Contaminación por metales en las Costas de México. *Ciencia y Desarrollo XXV.* 146: 69-73.

Páez-Osuna F., Gracia A., Flores-Verdugo F., Lyle-Fritch L.P., Alonso-Rodriguez R. and Ruiz-Fernández A.C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Pollut. Bull.* 46:806-815.

Páez-Osuna F. 2005. Fuentes de metales en la zona costera marina. P. 329-342. En: A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold-Bouchot y C. Agraz-Hernández (Eds.), *Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnósticos y Tendencias*. 2ª Edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México e Instituto Nacional de Ecología. 696pp.

Parson M.B. and Percival J. B. 2005. Mercury: sources, measurements, cycles and effects, Vol. 34 edición. Association of Canada, Short Course Series, 298 pp.

Palma-González S y Kaiser-Contreras K. 1993. Plancton marino de aguas Chilenas. Universidad católica de Valparaíso. Ediciones universitarias de Valparaíso. 151 p.

Pereira E., Abreu S.N., Coelho J.P., Lopes C.B., Pardal M.A., Vale C. and Duarte A.C. 2006. Seasonal fluctuations of tissue mercury contents in the European shore crab *Carcinus maenas* from low and high contamination areas (Ria de Aveiro, Portugal). *Mar. Pollut. Bull.* 52:1450–1457.

Peterson B.J. and Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18:293-320.

Phillips D.J.H. and Rainbow P.S. 1994. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Second edition. London: Chapman and Hall.

Pickhardt P. C and Fisher N. S. 2007. Accumulation of inorganic and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. *Environ. Sci. Technol.* 41:125–131.

Pickhardt P.C., Stepanova M. and Fisher N.S. 2006. Contrasting uptake routes and tissue distributions of inorganic and methylmercury in mosquitofish (*Gambusia affinis*) and redear sunfish (*Lepomis microlophus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 25:2132–2142.

Piñón-Gimate A., Soto-Jiménez M.F., Ochoa-Izaguirre M.J., García-Pagés E. and Páez-Osuna F. 2009. Macroalgae blooms and $\delta^{15}\text{N}$ in subtropical coastal lagoons from the Southeastern Gulf of California: discrimination among agricultural, shrimp farm and sewage effluents. *Mar. Pollut. Bull.* 58:1144–1151.

Pringle C. M., Blake G.A., Covich A.P., Buzby K.M and Finley A. 1993. Effects of omnivorous shrimp in a montane tropical stream: sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal biomass. *Oecología*.93:1-11.

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2005. Evaluación mundial sobre el mercurio. Programa de Interorganismos para la Gestión Racional de las Substancias Químicas. Informe técnico. Organización de las Naciones Unidas. Ginebra, Suiza.

Rainbow P.S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environ. Pollut.* 120:497–507.

Rainbow P.S. 1990. Heavy metal levels in marine invertebrates. In: Furness, R.W., Rainbow, P.S. (eds.), Heavy metal levels in the Marine Environment. CRC Press, Boca Raton, FL. 67–80 pp.

Rainbow P.S. 1993. The significance of trace metals concentrations in marine invertebrates, en: Dallinger K y Rainbow, P.S. (eds.), *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates*, Lewis Publishers, USA. 461pp.

Rainbow P. S. and Phillips D. J.H. 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Mar. Pollut. Bull.* 26: 593-601.

Rand G.M., Wells P.G. and McCarthy L.S. 1995. Introduction to aquatic ecology. In: Rand, G.M. (ed.), *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Taylor and Francis, London, pp. 3-53.

Reinfelder J.R., Fisher N.S., Luoma S.N., Nichols J.W. and Wang W.X. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. *Sci. Total. Environ.* 219:117-135.

Ruelas-Inzunza J., García-Rosales S.B. and Paez-Osuna F. 2004. Distribution of mercury in adult penaeid shrimps from Altata-Ensenada del Pabellon lagoon (SE Gulf of California). *Chemosphere.* 57:1657-1661.

Ruelas-Inzunza J. and Páez-Osuna F. 2005. Mercury in Fish and Shark Tissues from Two Coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74:294-300.

Ruelas-Inzunza J., Meza-López G. and Páez-Osuna F. 2008. Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *J. Food Comp. Anal.* 21:211-218.

Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., Ruiz-Fernández A.C. and Zamora-Arellano N. 2011. Health risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 86:180-188.

Ruelas-Inzunza J., Sánchez-Osuna K., Amezcua-Martínez F., Spanopoulos-Zarco P and

Manzano-Luna L. 2012. Mercury levels in selected bycatch fish species from industrial shrimp-trawl fishery in the SE Gulf of California. *Mar.Pollut. Bull.* 64:2857-2859.

Saenger P. and McConchie D. 2004. Heavy metals in mangroves: methodology, monitoring and management. *Envis Forest Bulletin*, vol. 4, pp. 52-62.

Salomons W and Forstner U. 1984. *Metals in the hydrocycle*, Springer. Berlin Heidelberg. New York, 349pp.

Serrano-Grijalva L., Sanchez-Carrillo S. Angeler D.G. and Alvarez-Cobelas M. 2011. Effects of shrimp farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 402:65-74.

Schroeder W. and Munthe J. 1998. Atmospheric mercury: an overview. *Atmos. Environ.* 32:809-822.

Scheuhammer A. M., Basu N., Burgess N. M, Elliott J. E., Campbell G.D., Wayland M., Champoux L and Rodriguez J. 2008. Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). *Ecotoxicology.* 17:93–101.

Simkiss K. and Mason A.Z.1983. Metal ions: metabolic and toxic effects In *The mollusca*. In: Wilbur K.M. (Ed), *Environment Biochemistry and Physiology*, Academic Press.Vol 2, USA, 101-164 pp.

Soto-Jiménez M. F. and Páez-Osuna F. 2001. Distribution and Normalization of Heavy Metal Concentrations in Mangrove and Lagoonal Sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Est. Coast. Shelf Sci.* 53:259-274.

Spear L. B., Ainley D. G. and Walker W.A. 2007. Foraging dynamics of seabirds in the eastern tropical Pacific Ocean. *Stud. Avian. Biol.* 35 pp.

Steffen D., Amyot A., Aspmo B., Bottenheim B., Cobbett D., Dommergue E., Ferrari G., Goodsite L., Poulain C., Scherz H., Skov J., Sommar and Temme L. 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow, *Atmos. Chem. Phys.* 8: 1445–1482.

Surman C. A and Wooller R. D. 2003. Comparative foraging ecology of Wve sympatric terns at a sub-tropical island in the eastern Indian Ocean. *J. Zool.* 259:219–230.

Sydeman W.J., Hobson K. A., Pyle P. and McLaren E.B. 1997. Trophic relationships among seabirds in central California: combined stable isotope and conventional dietary approach. *Condor.*99:327–336.

Tessier A., Campbell P.G and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particule trace metals. *Anal. Chem.* 51(7): 814-851.

Tomiyasu T., Matsuyama A., Eguchi T., Fuchigami Y., Oki K., Horvat M, Rajar R. and Akag H. 2006. Spatial variations of mercury in sediment of Minamata Bay, Japan. *Sci. Total. Environ.* 368:283- 290.

Trudel M. and Rasmussen J.B. 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. *Environ. Sci. Technol.* 31:1716-1722.

Turekian K.K y Wedepohl K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.* 72:175-192.

Thompson D. R., Lilliendahl K., Solmundsson J., Furness R.W., Waldron S. and Phillips R. A. 1999. Trophic relationships among six species of Icelandic seabirds as determined through stable isotope analysis. *Condor* .101:898–903.

Tsui M.T. K., Wang W.X. 2004. Uptake and elimination routes of inorganic mercury and methylmercury in *Daphnia magna*. *Environ Sci Technol.*38:808–816.

Ullrich S.M., Tanton T.W and Abdrashitova S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31:241–293.

USEPA. 1997. Mercury Study Report to Congress. EPA-452/R-97-004.

Vizzini S. and Mazzola A. 2003. Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Mar. Biol.*142: 1009–1018.

Vizzini S. and Mazzola A. 2006. The effects of anthropogenic organic matter inputs on stable carbon and nitrogen isotopes in organisms from different trophic levels in a southern Mediterranean coastal area. *Sci. total. Environ.*. 368:723-731

Waltham N. J., Teasdale P.R. and Connolly R. M. 2013. Use of flathead mullet (*Mugil cephalus*) in coastal biomonitor studies: Review and recommendations for future studies. *Mar. Pollut. Bull.* 69: 195-205.

Whitfield A.K, Panfili J. and Durand J.D. 2012. A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspects of this apparent species complex. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 22: 641–681.

Wang W., Zhen W and Lin P.1997. Content and dynamics of five heavy metal elements in the leaves of five mangrove species in Jiulong Estuary. *J Oceanography in Taiwan Strait* 16(2):233- 238.

Wang W.X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 243: 295–309.

Zumdahl S.S.1998. *Chemical principles*, 3 edition, Houghton Mifflin, Boston, M.A. U.S.A.