

CALIDAD DE SEDIMENTOS ASOCIADA A ACTIVIDADES ANTRÓPICAS EN LAGUNAS COSTERAS SEMIÁRIDAS SUBTROPICALES DE LA COSTA CENTRAL ESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA

Héctor Hugo VARGAS-GONZÁLEZ¹, José Alfredo ARREOLA-LIZÁRRAGA¹,
Jaqueline GARCÍA-HERNÁNDEZ³, Renato Arturo MENDOZA-SALGADO²,
Tania ZENTENO-SAVÍN² y Lía Celina MÉNDEZ-RODRÍGUEZ^{2*}

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Campus Guaymas. Carretera a las Tinajas, kilómetro 2.3, predio El Tular, Guaymas, Sonora, México, C. P. 85454

² Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., Campus La Paz. Instituto Politécnico Nacional 195, Playa Palo de Santa Rita Sur, La Paz, Baja California Sur, México, C. P. 23096

³ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., Campus Guaymas. Carretera al Varadero Nacional, kilómetro 6.6, Guaymas, Sonora, México, C. P. 85400

*Autor para correspondencia: lmendez04@cibnor.mx

(Recibido mayo 2015; aceptado noviembre 2016)

Palabras clave: elementos traza, sedimentos estuarinos, índices de contaminación, agricultura, acuicultura

RESUMEN

La calidad de los sedimentos superficiales de las lagunas costeras Lobos y Tóbari, ambas receptoras de efluentes del Valle del Yaqui, en el Golfo de California, México, fue evaluada. Las concentraciones de níquel, zinc, cobre, cadmio, manganeso, plomo y hierro fueron determinadas en sedimentos de estas lagunas y del estero el Soldado que es un área natural protegida sin descargas antrópicas. El índice de contaminación metálica (ICM), el factor de enriquecimiento (FE) y el índice de geoacumulación (I_{geo}) fueron calculados. Se utilizaron los valores guía de calidad de sedimento (SQV, por sus siglas en inglés) para valorar el potencial riesgo a la salud de la biota. La laguna Lobos presentó la media de concentración más alta de zinc (70.1 $\mu\text{g/g}$) y cobre (16.3 $\mu\text{g/g}$), Tóbari la más alta de manganeso (747 $\mu\text{g/g}$) y El Soldado la más baja de hierro (1.05 %), así como también el menor ICM. Tanto en la laguna Lobos como en la Tóbari, el manganeso fue el único elemento que presentó un FE que indica influencia antropogénica y un I_{geo} que corresponde a moderado. Los sitios más afectados en ambas lagunas fueron los más cercanos a las zonas agrícolas. Los SQV sugieren que en los sitios con concentraciones de níquel > 51.6 $\mu\text{g/g}$ (registrado en un sitio en Lobos) y de manganeso > 260 $\mu\text{g/g}$ (Lobos y Tóbari), deben establecerse medidas de mitigación. Lo anterior, dado que a esos niveles, dichos elementos pueden causar efectos adversos y deterioro del habitat que las especies utilizan para su reproducción, crianza y/o protección en estos ecosistemas costeros.

Key words: trace elements, estuarine sediments, agriculture, aquaculture, pollution indexes

ABSTRACT

The quality of the superficial sediments of the coastal lagoons of Lobos and Tóbari, both in the central-east zone of the Gulf of California, Mexico, and receptors of sewage effluents from the Yaqui Valley, was evaluated. The comparison was carried using the coastal lagoon of el Soldado, as a reference site, on account of being a natural protected area, which does not receive anthropogenic unloads. The levels of nickel, zinc, copper, cadmium, manganese, lead and iron were determined. The enrichment factor (EF), the metallic pollution index (MPI) and the index of geoaccumulation (I_{geo}) were calculated. Besides the guidelines of sediment quality (SQV) were used to assess the concentrations of metals that can cause a potential risk to the marine biota health. Lagoon Lobos obtained significantly higher levels of zinc (70.1 $\mu\text{g/g}$) and copper (16.3 $\mu\text{g/g}$), Tóbari had the highest mean of manganese (747 $\mu\text{g/g}$). El Soldado had the lowest mean of iron (1.05 %) and the lowest value of MPI. In Lobos and Tóbari, manganese was the only metal with an EF, which indicates anthropogenic influence, and it also had an I_{geo} index of moderate. The sites most affected in both lagoons were the nearest to the agricultural zones. The SQV suggests that there must be a track of nickel levels > 51.6 $\mu\text{g/g}$ (registered once in Lobos) and of manganese levels > 260 $\mu\text{g/g}$ (Lobos and Tóbari). Concentrations over those levels can cause adverse effects on the marine environment such as the deterioration of the natural conditions that support the reproduction, breeding, and protection of the species that live there.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras y estuarios constituyen sitios de crianza, alimentación y refugio de diversas especies biológicas que se encuentran en estos sitios permanentemente o en alguna etapa de su ciclo de vida (Day et al. 1989). Adicionalmente, constituyen la base de diversas actividades económicas como la pesquería, la acuicultura y el turismo (Kennish 1999).

La calidad de sedimentos de las lagunas costeras se ve influenciada por las actividades relacionadas con el uso del suelo. Alrededor del 40 % de la superficie de la Tierra ha sido convertida en tierras de cultivo o pastizales (Foley et al. 2005). Desde 1950 la intensificación de los sistemas agrícolas ha impactado a los ecosistemas costeros tropicales y subtropicales, especialmente a causa de sus drenajes (Ahrens et al. 2008). En 1985 en Europa y América del Norte esta actividad económica ya afectaba al 56 - 65 % de los humedales (OECD/IUCN 1996).

La composición química de dichas descargas afecta los sedimentos marinos, cuyos niveles de elementos traza dependerá de la geología, condiciones oceanográficas, climatológicas, así como de las presiones antrópicas del sitio (Sany et al. 2013). Los procesos de sorción y sedimentación de los metales dependerá principalmente de la composición del sedimento, incluyendo tanto el tamaño y textura del grano como el contenido de materia orgánica (Magesh et al. 2013).

Una serie de índices se han desarrollado para evaluar el nivel de contaminación de elementos traza en sedimentos (Spencer y Macleod 2002, Caeiro et al. 2005). Entre ellos están el índice de contaminación metálica (ICM) (Usero et al. 1997), el factor de enriquecimiento (FE) (Tang et al. 2010) y el índice de geoacumulación (I_{geo}) (Muller 1979, Lin et al. 2011). Estos índices permiten obtener la información necesaria para saber si existe un enriquecimiento o reducción del elemento metálico. En este sentido, la calidad del sedimento dependerá en gran medida del contenido de elementos traza, cuya variabilidad en ellos, puede vincularse con la magnitud de la influencia antrópica y con la potencial pérdida de la salud de diversas especies marinas.

La región central de la costa este del Golfo de California es receptora de descargas de fuentes naturales y antrópicas (Frías-Espéricueta et al. 2015). En esta zona, la actividad agrícola que se desarrolla en el Valle del Yaqui es la más importante (Beman et al. 2005, Ahrens et al. 2008). Su práctica inició de manera intensiva durante los años de 1960 y 1970, durante la "Revolución Verde" (Cleaver 1972). Este Valle drena sus aguas residuales sin tratamiento (que contienen plaguicidas y fertilizantes) al Golfo de California a través de dos lagunas. Al norte, la laguna Lobos constituye el principal cuerpo receptor a través de un drenaje colector, mientras que en la parte sur, Tóbari recibe una combinación de aguas residuales agrícolas, urbanas y camaronícolas (Fig. 1 y Fig. 2). Entre los componentes de las descargas, los fertilizantes

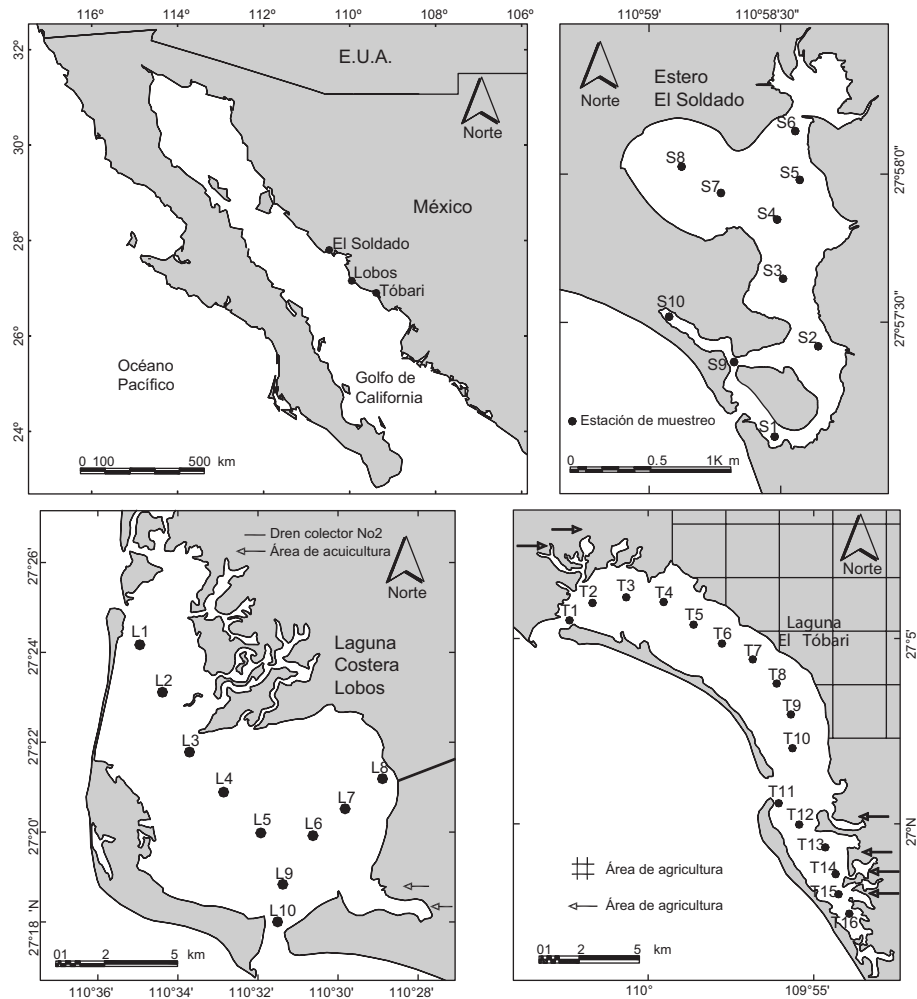


Fig. 1. Sitios de muestreo en las lagunas costeras de El Soldado, Lobos y Tóbari, Golfo de California, México

utilizados en la agricultura y la acuicultura contribuyen con el incremento en la concentración de elementos traza (Green-Ruíz y Páez-Osuna 2001, Frías-Espéricueta et al. 2015). Por este motivo actualmente se considera que las lagunas semi-áridas del Golfo de California están actuando como sumideros de elementos traza (Jara-Marini et al. 2013a).

El objetivo de este trabajo fue conocer el grado de afectación causado en la calidad del sedimento por descargas antrópicas presentes en lagunas costeras semi-áridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California, a través de diferentes índices.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio abarcó tres lagunas costeras:

Lobos, Tóbari y El Soldado. Estos tres sistemas lagunares están ubicados en la región central del Golfo de California, México, entre $26^{\circ} 54' 38.79''$ y $27^{\circ} 58' 42.87''$ de latitud norte y $109^{\circ} 53' 46.91''$ y $110^{\circ} 59' 11.50''$ de longitud oeste (**Fig. 1**). Las principales características morfométricas e hidrológicas de el Soldado, Lobos y Tóbari son mostradas en el **cuadro I**.

El Soldado, área natural protegida estatal con la categoría de zona sujeta a conservación ecológica (BOGES 2006), se utilizó como el sistema de referencia para las concentraciones “continentales” de los elementos traza y para el cálculo de algunos índices, debido a que sólo recibe aportaciones pluviales de las escorrentías que drenan de los cerros aledaños y no presenta descargas antrópicas (considerado sitio RAMSAR, reserva natural; Búrquez y Martínez-Yrizar 1997, CONANP 2011b). Esto último se constató por recorridos realizados durante

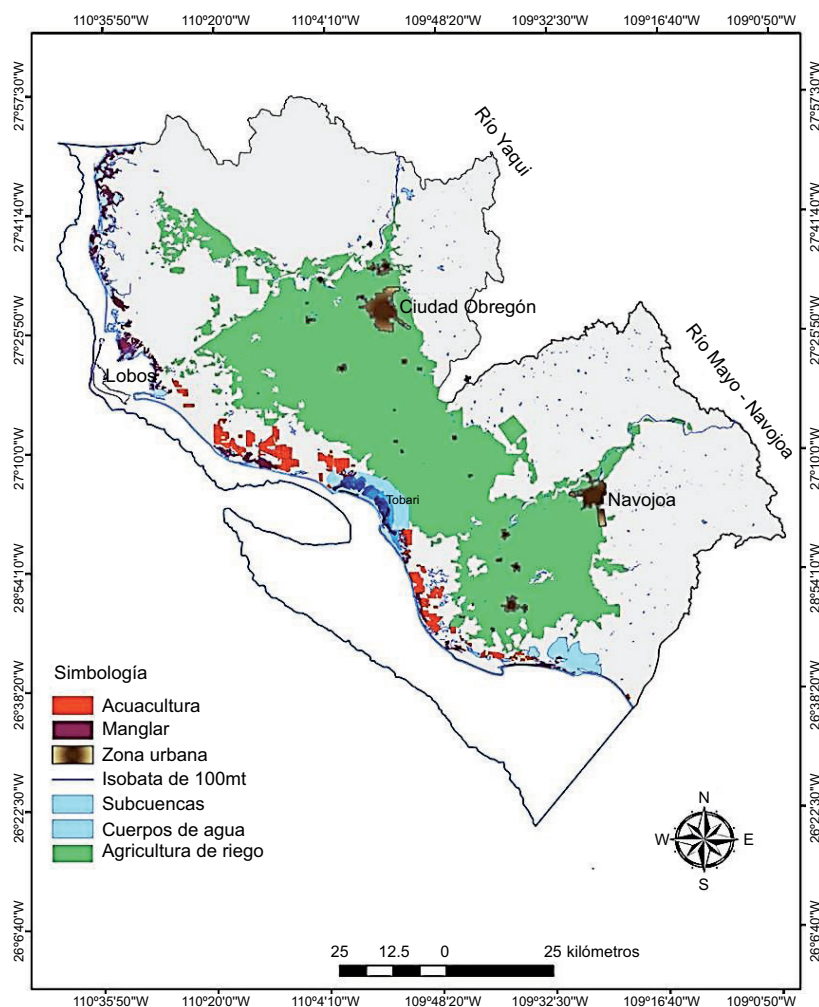


Fig. 2. Lagunas de Lobos y Tóbari en el escenario del Valle del Yaqui

CUADRO I. CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS E HIDRODINÁMICAS DE LAS LAGUNAS COSTERAS EN ESTUDIO

| Características | El Soldado | Lobos | Tóbari |
|------------------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------------------|
| Clasificación Kjferve y Magill (1989) | | Lagunas costeras restringidas | |
| Superficie (km ²) | 1.85 | 101 | 64.2 |
| Precipitación anual (mm) | < 300 mm | 320 | 259 |
| Evaporación anual (mm) | ≈ 2000 | 2100 | ≈ 2000 |
| Volumen (mm ³) | 3.06 | 168 | 92.5 |
| Profundidad promedio (m) | 0.60 | 1.65 | 1.40 |
| Amplitud de marea (m) | 1.10 | 1.03 | 1.00 |
| Tipo de marea | | mixta-semidiurna | |
| Tiempo de residencia (días) | < 5 | 1.81/3.23 | < 3 |
| Cuenca hidrológica* | Río Mátape | Río Yaqui | Río Yaqui Río Mayo |
| Población humana vecina** | ~150 000 | 2867 | 4916 |
| Presión antrópica o fuente de aguas residuales | Sólo recibe escorrentías por lluvias | Pesca, agrícola acuícola | Urbana, agrícola (invierno), acuícola porcícola |

Fuentes: Güereca Hernández (1994), Arreola Lizárraga (1995), Olivos-Silva et al. (1996), Valenzuela-Siu et al. (2007), Sánchez Carrillo et al. (2009), Silva-Mendizábal (2011), Jara-Marini et al. (2013 a,b). *CONAGUA 2012, **censo INEGI 2005. Nota: mm³ = millones de metros cúbicos, Kitheka (1997)

el desarrollo del presente trabajo. Esta laguna se encuentra aproximadamente a 20 km al noroeste de la ciudad de Guaymas, Sonora, México (102 000 hab) y a menos de 10 km al sureste de la bahía de San Carlos, Sonora, México. El Soldado (**Cuadro I**) alberga una alta diversidad biológica que le ha valido el título de “único entre los esteros del Mar de Cortés”. Es representativo del humedal costero casi natural del océano Pacífico mexicano, dentro de la región biogeográfica neotropical. Asimismo, es considerado el más saludable y floreciente en el extremo norte del Golfo de California. Escasos arroyos, de origen pluvial drenan al estero, algunos de ellos se pierden en las planicies antes de salir al mar. Hacia el oriente, este estero recibe aportaciones pluviales de las escorrentías que drenan de los Cerros Bacochibampo, el Soldado, la Ventana, San Martín y los Pajaritos, que mantienen la dinámica natural de la laguna. Por la pendiente del terreno, la existencia de 105 tipos de roca, el tipo de suelos y la cobertura vegetal, el área se define como unidad hidrogeomorfológica de planicie, cuya pendiente máxima alcanza un 10 %, los afloramientos de roca son escasos y el suelo es casi continuo (CONANP 2011a).

La laguna Lobos se caracteriza por tener comunicación permanente con el mar abierto a través de dos bocas (norte de 2.4 km y la sur de 800 m de amplitud; Contreras-Espinosa y Castañeda 1993). Un asentamiento humano de aproximadamente 2500 hab, de los cuales alrededor del 40 % son Yaquis (INEGI 2005), colinda con la laguna. La importancia socioeconómica que tiene, sobresale al ser el principal campo pesquero de la comunidad Yaqui. La laguna de Lobos está circundada por vegetación de manglar y es reconocida por ser sitio de ocurrencia de aves migratorias en invierno, así como por ser área de reproducción, crianza, alimentación y refugio de diversas especies de invertebrados, peces y aves. La isla Lobos es la barrera arenosa de esta laguna, donde se encuentra una “lobera” de *Zalophus californianus*, que da nombre a la bahía y a la isla (Arreola-Lizárraga 1994).

La laguna Tóbari, consta de dos bocas (norte y sur) que la comunican permanente con el mar adyacente, ambas bocas están delimitadas por una barra arenosa de 12 km de longitud (Isla Huivulai) (Domínguez-Sánchez 2010). La laguna tiene un intenso desarrollo acuícola y pesquero (Jara-Marini et al. 2013a). Recibe un área de drenaje con uso agrícola, pecuario y urbano de 106 702 ha. Desde 1966, la construcción de un pedraplén (camino construido sobre una cimentación de piedras para enlazar dos puntos terrestres separados por el mar) de 4.7 km de longitud, provocó cambios drásticos en los patrones de circulación que redujeron la capacidad

del sistema para remover los residuos y materiales que le llegan desde el exterior (Jara-Marini et al. 2013b). El azolvamiento y las cargas contaminantes de las aguas residuales han deteriorado las funciones ecológicas y limitado los servicios del ecosistema. Tóbari está circundada por vegetación de manglar en sus porciones norte y sur. Es un área de reproducción, crianza, alimentación y refugio de diversas especies de invertebrados, peces, aves y mamíferos marinos, como los delfines y lobos marinos (García-Hernández 2004 **Fig. 2**). Adyacente a la laguna se encuentran los poblados Paredón Colorado y Paredoncito con un total de 5000 hab (INEGI 2005).

Muestreo

En la **figura 1** se puede observar el área de estudio, incluyendo los sitios de muestreo. En el Soldado las muestras de sedimento superficial fueron obtenidas con un tubo sonda de policloruro de vinilo (PVC) de 3” de diámetro externo y 3 mm de grosor (González-Macías et al. 2006), a bordo de una embarcación sin motor tipo “kayak”. Lo anterior para perturbar lo menos posible la columna de agua, así como a la fauna bentónica de El Soldado, protegido por el Gobierno del Estado de Sonora. En Lobos y Tóbari se estableció una red de estaciones de muestreo en sitios asociados con actividades antrópicas y en sitios someros de circulación de corrientes lentas (baja energía), así como cerca de las bocas hacia el mar adyacente (energía alta). En 10 sitios de Lobos y en 16 de Tóbari, se obtuvieron muestras de sedimento superficial (10 – 15 cm de profundidad) por triplicado con una draga tipo petite ponar (Mendoza-Carranza et al. 2016). Los procedimientos utilizados fueron conforme a los métodos recomendados por Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático-Centro de Ciencias de la Atmósfera (INECC-CCA 2010).

Se colectaron 250 g de sedimento dentro de dos bolsas de plástico con cierre hermético, congeladas a -4°C y protegidas de la luz hasta su procesamiento en laboratorio. Todo el equipo de muestreo y contenedores de almacenamiento fueron lavados con ácido nítrico 0.1 M (González-Macías et al. 2006).

Tamaño de partícula y materia orgánica de los sedimentos

El análisis de tamaño de grano se estimó gravimétricamente, para ello, se combinó el método de tamizado húmedo en todas las fracciones de arena (2 mm – 63 μm) y el de sedimentación en pipeta en las fracciones finas de limo y arcilla (Folk 1980, González-Macías et al. 2006). El análisis de textura de los sedimentos se realizó con base en el procedimiento

descrito por Royce (1970) y la materia orgánica total se determinó con el procedimiento de Walkley y Black (1934), en el cual la muestra de sedimento se somete a la acción oxidante del dicromato de potasio en presencia de ácido sulfúrico (Chan et al. 2016).

Análisis de elementos traza en sedimento

Las muestras de sedimentos superficiales fueron analizadas de acuerdo con los métodos USEPA 79-020, 3050A y 3050B (USEPA 1979, 1986). Mientras que para la determinación de níquel (Ni), zinc (Zn), cobre (Cu), cadmio (Cd), manganeso (Mn), plomo (Pb) y hierro (Fe) se utilizó el método de espectrofotometría de absorción atómica (Avanta, GBC Scientific Equipment, Australia) con aire/acetileno (Méndez et al. 2004). Estándares de referencia certificados por el Consejo Nacional de Investigación de Canadá para sedimentos (PACS-1, MESS-2 y BCSS-1) se incluyeron en los análisis con el fin de validar los resultados. Se obtuvieron porcentajes de recuperación superiores al 95 %. Los límites de detección de la técnica empleada fueron, Ni: 0.07 µg/g, Zn: 0.02 µg/g, Cu: 0.02 µg/g, Cd: 0.04 µg/g, Mn: 0.08 µg/g, Pb: 0.14 µg/g y Fe: 0.07 µg/g. Los resultados se reportan en peso seco.

Análisis estadísticos

Previo a todas las evaluaciones estadísticas se probaron los supuestos de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y de homocedasticidad de varianza (prueba de Barlett) en cada variable (Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe) de estudio (Zar 1999). Los datos que no cumplieron con los supuestos fueron transformado mediante el \log_{10} para realizarles análisis estadísticos paramétricos (Soto-Jiménez y Páez-Osuna 2001). Para identificar diferencias estadísticas entre grupos se aplicó el análisis de varianza seguido por la prueba de Tukey. Todos los resultados fueron considerados como significativos con un valor de $p \leq 0.05$. Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para evaluar correlaciones entre variables. Los análisis estadísticos fueron realizados por medio del paquete Estadística v.7 (StatSoft, Inc. 2004).

Valoración de la calidad de sedimentos

Factor de enriquecimiento

Diferenciar entre los metales procedentes de la actividad humana y los de meteorización natural es una parte esencial de los estudios geoquímicos. La “normalización” consiste en que las concentraciones de los elementos traza deben tener una textura y composición característica de los sedimentos. El factor de enriquecimiento es uno de los índices para

calcular la fuente del metal sedimentaria aportado por las actividades antrópicas o fuentes naturales (Adamo et al. 2005, Valdés et al. 2005, Bastami et al. 2012). Este índice se calcula a partir de un elemento normalizador como el hierro (Fe) o el aluminio (Al), que modera la variación producida por la sedimentación heterogénea (Landsberger et al. 1982, Loring 1991). En este estudio, el Fe se utilizó como un elemento de normalización debido a su enorme disponibilidad y a que los estudios previos señalan que posibles pequeñas variaciones en la concentración de Fe no afectarán al elemento traza a investigar (Helz 1976, Rule 1986). En primer lugar, se utilizaron los coeficientes de Pearson para comprobar las correlaciones entre el normalizador (Fe) y los elementos traza (Arunachalam et al. 2014). Adicional a la normalización de los metales en las fracciones de grano fino ($< 63 \mu\text{m}$), se utilizó la media del Fe de El Soldado como elemento indicador para determinar el impacto de la influencia humana en las lagunas de estudio, a través de los trabajos de Förstner y Wittmann (1981), Birch y Davies (2003) y Birch y Olmos (2008):

$$FE = \left(\frac{(M)_i}{[Fe]} \right)_{\text{laguna}} \cdot \left(\frac{(M)_s}{[Fe]} \right)^{-1}_{\text{Soldado}}$$

Donde $(M)_i$, es la concentración del metal en la i -ésima muestra y $(M)_s$, es la media de la concentración de cada metal traza del sistema de referencia, en este caso, el Soldado. El FE indica que, valores cercanos a la unidad son comparables a los del sitio de referencia, aquellos con $FE < 1$, sugieren una posible movilización o depleción del elemento traza (Szefer et al. 1995), $FE > 1$ indica que el elemento es de origen antropogénico. De acuerdo con Sutherland (2000) la magnitud del FE puede clasificarse de la siguiente manera. Entre $5 \leq FE < 10$ = enriquecimiento moderadamente severo, $10 \leq FE < 25$ = grave, $25 \leq FE < 50$ = muy grave y $50 \leq FE$ = es extremadamente grave.

Índice de contaminación metálica

El índice de contaminación metálica (ICM) ha sido utilizado en diversos estudios para comparar el contenido metálico tanto en agua y sedimento, así como en tejidos de organismos (Usero et al. 2005, Vicente-Martorell et al. 2009, García-Hernández et al. 2015). En este estudio los valores de ICM se calcularon con las concentraciones de Ni, Zn, Cu, Mn, Pb y Fe para comparar sus diferentes niveles de concentración entre lagunas. Se empleó la ecuación propuesta por Usero et al. (2005):

$$ICM = (Cf_1 \times Cf_2 \dots Cf_n)^{1/n} \quad (1)$$

Donde:

Cf_1 = concentración del primer metal

Cf_2 = concentración del segundo metal, y

Cf_n = concentración del n-ésimo metal de cada sitio

Índice de geoacumulación

El índice de geoacumulación (I_{geo}) fue calculado con la expresión de Muller (1979):

$$I_{geo} = \text{Log}_2 (M)_i \cdot [1.5(M)_s]^{-1}, \quad (2)$$

Donde $(M)_i$, es la concentración del metal en la i-ésima muestra y $(M)_s$, es la media de la concentración de cada metal traza del sistema de referencia "El Soldado". De acuerdo con Muller (1979), el nivel de contaminación se puede clasificar conforme a su intensidad, en una escala que va desde 1 a 6 (0 = ninguno, 1 = ninguno a moderado, 2 = moderado, 3 = moderado a fuerte, 4 = fuerte, 5 = fuerte a muy fuerte, 6 = muy fuerte). El número más alto de la escala indica que la concentración de metal es 100 veces mayor que la encontrada respecto a la referencia que en este caso es sedimento de El Soldado.

Actividades antrópicas

Mediante un sistema de información geográfica se determinaron las actividades humanas por la suma de los polígonos de campos agrícolas, superficie de granjas camaronícolas y superficie de zonas urbanas en la subcuenca hidrológica con influencia en las lagunas de estudio (**Fig. 1**).

RESULTADOS

Tamaño de grano, textura y concentración de materia orgánica en sedimentos

La textura del sedimento y la concentración de materia orgánica son presentadas en el **cuadro II**. Los sedimentos superficiales de el Soldado fueron caracterizados por sedimento arenoso-limoso distribuido desde las partes internas de la boca (s10, s9, s1), hasta aproximadamente la mitad del cuerpo de agua (s3), así como sitios más distantes de la boca de la laguna (s5, s6). Las partículas más grandes (arena), estuvieron distribuidas aproximadamente desde el límite de la laguna (s2) hasta un poco más de un cuarto hacia el fondo de ella (s4). En las porciones más internas, el sedimento fue tipo limo arenoso (s7), con cambios graduales a limo arcilloso (s8). La materia orgánica se presentó en mayores concentraciones en los sedimentos más finos en la zona más distal de la boca (s7 y s8) y en la parte media de la laguna (s3).

Los sedimentos superficiales de la laguna Lobos se caracterizaron por ser limo-arenosos (L3, L4, L7, L9). Los sedimentos arenosos se localizan principalmente en la boca sur (L10). Los sedimentos finos (limo-arcilloso) fueron ubicados en la parte interna de Lobos. Los porcentajes de materia orgánica se encontraron en un intervalo entre 0.76 y 1.70 %. Generalmente, los máximos contenidos de este parámetro se encontraron en las partes internas de los sistemas, donde el sedimento es fino con altos contenidos de limo. Los sedimentos superficiales de Tóbari se caracterizaron por estar constituidos principalmente por arena (92.5 al 99.5 %).

Elementos traza en sedimentos

En las tres lagunas el Fe fue el elemento traza en mayor proporción en el sedimento, seguido por Mn y Zn (**Cuadro III**). El gradiente de las medias fue para el Soldado $Fe > Mn > Zn > Ni > Pb > Cu > Cd$, Lobos: $Fe > Mn > Zn > Ni > Pb > Cu > Cd$ y Tóbari: $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu \approx Ni > Cd$. En Lobos se registraron las concentraciones significativamente más altas de Zn (70.1 $\mu\text{g/g}$) y Cu (16.3 $\mu\text{g/g}$). En cambio, en Tóbari se obtuvieron los valores más altos de Mn (747 $\mu\text{g/g}$). El Soldado presentó la media significativamente más baja de Fe (1.05 %).

Factor de enriquecimiento

El Cd fue el único elemento traza que continuó exhibiendo una distribución no normal después de realizar las transformaciones logarítmicas para obtener la normalidad de los datos. Esto refleja la existencia de valores alejados de los valores medios de la distribución (Vicente-Martorell et al. 2009) y significa que sus pares metálicos no comparten una fuente o fenómeno común. Adicionalmente, se tuvo una correlación lineal significativa ($p < 0.05$) entre Fe y Zn ($r = 0.533$), Fe y Cu ($r = 0.747$), Fe y Mn ($r = 0.649$), así como entre Fe y Pb ($r = 0.181$) en los sedimentos superficiales de las tres lagunas.

Con relación al FE, el orden decreciente de la media de concentración de los metales fue distinto entre Lobos ($Mn > Cu > Zn > Pb > Ni > Cd$) y Tóbari ($Mn > Cu > Zn > Pb > Ni > Cd$) (**Cuadro IV**). La media de Mn en Lobos y Tóbari, así como la de Cu en Lobos equivale a un enriquecimiento antropogénico ($FE > 1$).

En el interior de las lagunas, valores de $FE > 1$ se registraron en Lobos para Ni (L8), Zn (L1, L7, L8), Cu (L4-L8) y Mn (L4- L6, L8, L9). En especial destaca el sitio L8 que está cerca del drenaje colector número 2. Ahí se registró, respecto a los demás, el doble del valor de FE para Ni y Cu, así como un

CUADRO II. COMPOSICIÓN FÍSICA DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LAS LAGUNAS EL SOLDADO, LOBOS Y TÓBARI

| Laguna | Arena % | Limo % | Arcilla % | Materia orgánica % | Tipo de sedimento |
|------------|---------|--------|-----------|--------------------|-------------------|
| El Soldado | | | | | |
| s1 | 74.3 | 25.4 | 0.30 | 0.60 | areno-limoso |
| s2 | 100 | 0.00 | 0.00 | 0.10 | arenoso |
| s3 | 50.0 | 49.9 | 0.11 | 2.00 | areno-limoso |
| s4 | 92.9 | 6.86 | 0.26 | 0.10 | arenoso |
| s5 | 77.5 | 21.8 | 0.79 | 0.10 | areno-limoso |
| s6 | 84.3 | 15.3 | 0.37 | 0.10 | areno-limoso |
| s7 | 7.77 | 87.3 | 4.98 | 1.10 | limo-arenoso |
| s8 | 0.42 | 93.0 | 6.59 | 1.30 | limo-arcilloso |
| s9 | 48.0 | 49.2 | 2.72 | 0.20 | areno-limoso |
| s10 | 73.7 | 23.7 | 2.58 | 0.50 | areno-limoso |
| Lobos | | | | | |
| L1 | 84.5 | 10.8 | 4.70 | 0.87 | areno-limoso |
| L2 | 8.20 | 82.9 | 8.90 | 1.52 | limoso |
| L3 | 35.6 | 56.2 | 8.20 | 1.70 | limo-arenoso |
| L4 | 28.7 | 62.1 | 9.20 | 1.57 | limo-arenoso |
| L5 | 0.00 | 99.8 | 0.20 | 1.16 | limoso |
| L6 | 6.10 | 50.4 | 43.5 | 1.63 | limo-arcilloso |
| L7 | 35.2 | 59.1 | 5.70 | 1.44 | limo-arenoso |
| L8 | 41.7 | 25.8 | 32.5 | 1.06 | areno-limoso |
| L9 | 29.2 | 62.3 | 8.50 | 1.56 | limo-arenoso |
| L10 | 90.0 | 6.80 | 3.20 | 0.76 | arenoso |
| Tóbari | | | | | |
| T1 | 99.5 | 0.47 | 0.00 | 0.18 | arenoso |
| T2 | 99.1 | 0.94 | 0.00 | 0.43 | arenoso |
| T3 | 92.5 | 7.49 | 0.00 | 0.54 | arenoso |
| T4 | n.d. | n.d. | n.d. | 0.84 | |
| T5 | n.d. | n.d. | n.d. | 1.02 | |
| T6 | n.d. | n.d. | n.d. | 0.76 | |
| T7 | n.d. | n.d. | n.d. | 1.08 | |
| T8 | 97.9 | 2.05 | 0.00 | 1.16 | arenoso |
| T9 | 96.3 | 3.66 | 0.00 | 0.6 | arenoso |
| T10 | 96.0 | 3.95 | 0.00 | 0.5 | arenoso |
| T11 | 98.7 | 1.33 | 0.00 | 0.4 | arenoso |
| T12 | 96.4 | 3.62 | 0.00 | 0.74 | arenoso |
| T13 | 94.4 | 5.64 | 0.00 | 0.75 | arenoso |
| T14 | n.d. | n.d. | n.d. | 0.94 | |
| T15 | n.d. | n.d. | n.d. | 0.96 | |
| T16 | n.d. | n.d. | n.d. | 0.97 | |

n.d.: no determinado

FE > 5 para Mn, lo que indica un enriquecimiento moderadamente severo.

En Tóbari, únicamente en el sitio T8 (ubicado en una zona influenciada por la agricultura; **Fig. 1** y **Fig. 2**), el Mn presentó un FE que indica enriquecimiento moderadamente severo ($5 < FE < 10$) y un escaso enriquecimiento antropogénico de Pb y Cu ($1 < FE < 2$). En los demás sitios los niveles de Mn son representativos de un moderado enriquecimiento ($1 < FE < 4$) pero nulo en los demás elementos.

Índice de contaminación metálica

Los valores de $\log_{10}ICM$ de los elementos traza en cada sitio son mostrados en el **cuadro III**. De acuerdo con la **figura 3** se observa que el \log_{10} del ICM permitió diferenciar entre sitios y entre lagunas con distinto grado de contaminación. Dos grupos significativamente diferentes ($p \leq 0.05$) se dividen a partir de $\log_{10}ICM > 2.87$ y que fueron registrados en los sitios en el orden de: L8 > L6 > L9 > L4 > L7 > L5 > L3 > L2 (Lobos), T7 > T16 > T6 > T15

CUADRO III. CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA ($\mu\text{g/g}$ PESO SECO) EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LAS LAGUNAS COSTERAS DE EL SOLDADO (s), LOBOS (L) Y TÓBARI (T) (Continúa)

| | Ni ($\mu\text{g/g}$) | Zn ($\mu\text{g/g}$) | Cu ($\mu\text{g/g}$) | Cd ($\mu\text{g/g}$) | Mn ($\mu\text{g/g}$) | Pb ($\mu\text{g/g}$) | Fe (%) | Log ₁₀ ICM ⁴ |
|-------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------------------|
| El Soldado | | | | | | | | |
| s1 | 7.18 | 20.8 | 1.18 | 0.99 | 41.8 | 2.98 | 0.54 | 1.56 |
| s2 | 11.8 | 9.97 | 1.74 | 2.36 | 23.2 | 13.6 | 0.26 | 1.62 |
| s3 | 26.2 | 36.2 | 9.48 | 1.20 | 113 | 4.78 | 1.39 | 2.62 |
| s4 | 13.1 | 9.73 | 1.69 | 2.48 | 21.3 | 15.3 | 0.24 | 1.62 |
| s5 | 12.5 | 12.9 | 0.34 | 2.43 | 29.3 | 16.5 | 0.36 | 1.53 |
| s6 | 11.1 | 12.4 | 1.18 | 2.10 | 29.8 | 12.1 | 0.49 | 1.71 |
| s7 | 33.9 | 65.5 | 18.6 | 1.63 | 176 | 6.84 | 2.21 | 3.09 |
| s8 | 37.5 | 70.0 | 20.2 | 1.56 | 178 | 15.6 | 2.29 | 3.27 |
| s9 | 19.4 | 29.2 | 7.33 | 1.95 | 110 | 11.0 | 0.99 | 2.57 |
| s10 | 21.9 | 54.3 | 13.2 | 0.92 | 211 | 4.20 | 1.70 | 2.83 |
| Media | 19.5 ^a | 32.1 ^a | 7.5 ^a | 1.76 ^a | 93.3 ^a | 10.3 ^a | 1.05 ^a | 2.24 ^a |
| Error est. | 3.09 | 7.03 | 2.28 | 0.18 | 22.2 | 1.55 | 0.24 | 0.21 |
| Máx. | 37.5 | 70.0 | 20.2 | 2.48 | 211 | 16.5 | 2.29 | 3.27 |
| Mín. | 7.18 | 9.73 | 0.34 | 0.92 | 21.3 | 2.98 | 0.24 | 1.53 |
| Lobos | | | | | | | | |
| L1 | 6.04 | 66.6 | 3.44 | 0.86 | 133 | 6.90 | 1.70 | 2.43 |
| L2 | 15.1 | 50.0 | 10.4 | 1.39 | 199 | 13.0 | 2.50 | 2.96 |
| L3 | 12.9 | 60.9 | 16.35 | 0.39 | 244 | 18.4 | 3.15 | 3.20 |
| L4 | 14.6 | 74.1 | 20.9 | 1.07 | 334 | 21.0 | 3.36 | 3.35 |
| L5 | 11.4 | 76.1 | 22.7 | 1.60 | 321 | 20.7 | 3.14 | 3.31 |
| L6 | 16.1 | 68.9 | 19.7 | 2.39 | 293 | 32.2 | 2.73 | 3.36 |
| L7 | 10.6 | 118 | 20.8 | 1.93 | 310 | 28.4 | 3.26 | 3.32 |
| L8 | 98.3 | 80.5 | 25.8 | 0.22 | 889 | 23.4 | 1.75 | 3.79 |
| L9 | 16.4 | 65.1 | 18.2 | 0.45 | 293 | 16.6 | 3.64 | 3.35 |
| L10 | 3.25 | 41.3 | 5.15 | 1.91 | 146 | 4.16 | 2.40 | 2.30 |
| Media | 20.5 ^a | 70.1 ^b | 16.30 ^b | 1.22 ^a | 316 ^a | 18.5 ^a | 2.76 ^b | 3.14 ^b |
| Error est. | 8.31 | 6.15 | 2.26 | 0.22 | 64.1 | 2.63 | 0.20 | 0.14 |
| Máx. | 98.3 | 118.0 | 25.8 | 2.39 | 889 | 32.2 | 3.64 | 3.79 |
| Mín. | 3.25 | 41.3 | 3.44 | 0.22 | 133 | 4.16 | 1.70 | 2.30 |
| Tóbari | | | | | | | | |
| T1 | <0.07 | 15.2 | 0.50 | <0.04 | 217 | <0.14 | 0.71 | 1.77 |
| T2 | 1.96 | 22.3 | 2.13 | <0.04 | 322 | 5.51 | 1.17 | 2.03 |
| T3 | 5.57 | 35.4 | 5.39 | <0.04 | 406 | 6.52 | 1.85 | 2.58 |
| T4 | 1.98 | 34.8 | 5.04 | 0.53 | 397 | 9.09 | 1.64 | 2.42 |
| T5 | 17.1 | 74.7 | 18.9 | 0.66 | 1424 | 20.7 | 3.70 | 3.62 |
| T6 | 18.9 | 81 | 22.1 | 1.36 | 977 | 26.1 | 4.10 | 3.66 |
| T7 | 20.6 | 84.9 | 22.3 | 1.17 | 1099 | 23.7 | 4.23 | 3.70 |
| T8 | 16.0 | 40.4 | 10.8 | 2.81 | 1101 | 29.1 | 1.74 | 3.30 |
| T9 | 9.75 | 34.5 | 6.34 | 1.55 | 529 | 17.0 | 1.63 | 2.88 |
| T10 | 5.58 | 30.2 | 4.74 | 0.34 | 283 | 9.30 | 1.46 | 2.49 |
| T11 | 3.35 | 24.6 | 2.51 | 0.26 | 249 | 7.07 | 1.14 | 2.16 |
| T12 | 9.78 | 46.4 | 9.24 | 1.46 | 633 | 17.1 | 2.27 | 3.07 |
| T13 | 12.4 | 55.6 | 10.8 | 1.39 | 817 | 17.5 | 2.61 | 3.24 |
| T14 | 17.3 | 76.3 | 18.0 | 1.71 | 1282 | 21.8 | 3.87 | 3.61 |

¹TEL = máxima concentración a la cual ningún efecto es observado (Buchman 2008)

²ERM = probabilidad de presentarse efectos adversos en el 50 % de las observaciones (Buchman 2008)

³AET = nivel de efecto aparente (Buchman 2008)

⁴log₁₀ICM = logaritmo del índice de contaminación metálica

Media \pm error estándar, mínimo y máximo. Letras distintas denotan medias significativamente diferentes entre lagunas ($p \leq 0.05$)

CUADRO III. CONCENTRACIÓN DE ELEMENTOS TRAZA ($\mu\text{g/g}$ PESO SECO) EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LAS LAGUNAS COSTERAS DE EL SOLDADO (s), LOBOS (L) Y TÓBARI (T) (Continuación)

| | Ni ($\mu\text{g/g}$) | Zn ($\mu\text{g/g}$) | Cu ($\mu\text{g/g}$) | Cd ($\mu\text{g/g}$) | Mn ($\mu\text{g/g}$) | Pb ($\mu\text{g/g}$) | Fe (%) | Log ₁₀ ICM ⁴ |
|------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------|---------------------------------------|
| T15 | 20.5 | 81.7 | 20.2 | 2.30 | 1032 | 22.3 | 4.04 | 3.64 |
| T16 | 19.1 | 84.1 | 22.2 | 2.25 | 1180 | 23.0 | 4.34 | 3.69 |
| Media | 11.2 ^a | 51.4 ^{ab} | 11.3 ^{ab} | 1.12 ^a | 747 ^b | 16.0 ^a | 2.53 ^b | 2.99 ^b |
| Error est. | 1.79 | 6.08 | 1.94 | 0.21 | 99.7 | 2.08 | 0.31 | 0.16 |
| Máx. | 20.6 | 84.9 | 22.3 | 2.81 | 1424 | 29.1 | 4.34 | 3.70 |
| Mín. | <0.07 | 15.2 | 0.50 | <0.04 | 217 | <0.14 | 0.71 | 1.77 |
| TEL ¹ | 15.9 | 124 | 18.7 | 0.68 | -- | 30.2 | -- | -- |
| ERM ² | 51.6 | 410 | 270 | 9.60 | -- | 218 | -- | -- |
| AET ³ | | | | | 260 | | 22 | |

¹TEL = máxima concentración a la cual ningún efecto es observado (Buchman 2008)

²ERM = probabilidad de presentarse efectos adversos en el 50 % de las observaciones (Buchman 2008)

³AET = nivel de efecto aparente (Buchman 2008)

⁴log₁₀ICM = logaritmo del índice de contaminación metálica

Media \pm error estándar, mínimo y máximo. Letras distintas denotan medias significativamente diferentes entre lagunas ($p \leq 0.05$)

> T5 > T14 > T8 > T13 > T12 (Tóbari) y s8 > s7 (el Soldado). Los valores de ICM variaron de 4.6 a 44.2 y el valor más alto se registró en el sitio L8 de Lobos, mientras que el más bajo en el sitio s5 de el Soldado.

Índice de geoacumulación

En las lagunas de Lobos y Tóbari, el Mn fue el único elemento que presentó un $I_{\text{geo}} > 1$ en algunos sitios (**Cuadro IV**). La media de este elemento en Lobos fue $I_{\text{geo}} = 1.29$ que equivale a un nivel de contaminación de nulo a moderado. En el Tóbari fue $I_{\text{geo}} = 2.46$ que indica que los sedimentos están moderadamente contaminados por Mn.

En Lobos, el I_{geo} negativo de Ni y Cd indica que las concentraciones de estos elementos se encuentran por debajo de la media registrada en el Soldado (que no recibe descargas antrópicas de ningún tipo). El Pb no se encuentra geoacumulado en ninguna estación. Se registraron valores de I_{geo} de nulos a moderados de Zn, Cu, Mn y Fe en el 20 %, 70 %, 60 % y 80 % de las estaciones, respectivamente, así como niveles moderados en el 10 % de los sitios en el caso de Zn (L7) y Mn (L8).

En Tóbari, al igual que en Lobos, el Ni y el Cd se encuentran por debajo de los valores registrados en la laguna de referencia. El I_{geo} de Zn, Cu, Mn y Fe fue de nulo a moderado en el 31 %, 37 %, 31 % y 43 % de los sitios, respectivamente. El Mn fue el único elemento que presentó I_{geo} moderados y fuertes en el 31 % y 43 % de los sitios, respectivamente. Los valores más altos para el I_{geo} fueron registrados en el sitio L8 ($3 < I_{\text{geo}} < 4$), lo cual indica que la concentración

de Mn en este sitio es ~ 50 veces más alta que la de la corteza terrestre, o en este caso del sistema de referencia El Soldado (**Cuadro III**). Los resultados indicaron que solamente el 10 % y 6 % de los sitios en Lobos y Tóbari, respectivamente, tuvieron entre ninguno a un moderado nivel de contaminación ($0 < I_{\text{geo}} < 1$), es decir que los sitios alejados de las fuentes contaminantes a una distancia aproximada de 10 km (T1 y L10) presentaron los valores más bajos de I_{geo} .

DISCUSIÓN

Elementos traza en sedimentos

La alta correlación entre Fe y Zn ($r = 0.533$), Fe y Cu ($r = 0.747$), Fe y Mn ($r = 0.649$) puede significar que estos metales tengan fuentes comunes o un comportamiento semejante durante su transporte (Raju et al. 2012). Arunachalam et al. (2014), reportan una correlación de Pearson negativa para los pares de Cd vs. Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, Mn y Fe pero no explican a qué puede estar relacionada. En este trabajo la correlación negativa del Cd ($p > 0.05$) con los demás metales puede deberse a que el 99 % de Cd presente en aguas superficiales en la región del Golfo de California tiene un origen natural relacionado con procesos físicos de surgencias y advección de aguas, mientras que sólo el 1 % proviene de fuentes antrópicas (Sañudo-Wilhelmy y Flegal 1991). En las lagunas en estudio, las surgencias tienen eventos pulsátiles de afloramiento de aguas subsuperficiales anualmente entre octubre y marzo (Zaytsev et al. 2003). Durante

CUADRO IV. FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO E ÍNDICES DE GEOACUMULACIÓN PARA ELEMENTOS TRAZA EN EL ÁREA DE ESTUDIO

| Laguna | Factor de enriquecimiento | | | | | | Índice de geoacumulación | | | | | | |
|---------------|---------------------------|------|------|------|------|------|--------------------------|-------|-------|-------|------|-------|------|
| | Ni | Zn | Cu | Cd | Mn | Pb | Ni | Zn | Cu | Cd | Mn | Pb | Fe |
| Lobos | | | | | | | | | | | | | |
| L1 | 0.17 | 1.20 | 0.34 | 0.22 | 0.79 | 0.27 | -2.01 | 0.83 | -0.98 | -1.64 | 0.22 | -1.33 | 0.57 |
| L2 | 0.28 | 0.61 | 0.70 | 0.24 | 0.80 | 0.34 | -0.69 | 0.41 | 0.61 | -0.95 | 0.80 | -0.41 | 1.12 |
| L3 | 0.23 | 0.60 | 0.83 | 0.10 | 0.96 | 0.48 | -0.77 | 0.64 | 1.10 | -1.90 | 1.31 | 0.30 | 1.37 |
| L4 | 0.20 | 0.67 | 1.05 | 0.14 | 1.00 | 0.41 | -0.74 | 0.98 | 1.62 | -1.33 | 1.55 | 0.27 | 1.55 |
| L5 | 0.17 | 0.74 | 1.22 | 0.22 | 1.03 | 0.44 | -1.10 | 1.02 | 1.74 | -0.75 | 1.49 | 0.26 | 1.45 |
| L6 | 0.28 | 0.77 | 1.21 | 0.37 | 1.08 | 0.78 | -0.60 | 0.88 | 1.53 | -0.17 | 1.36 | 0.89 | 1.25 |
| L7 | 0.14 | 1.66 | 1.01 | 0.30 | 0.78 | 0.55 | -1.43 | 2.11 | 1.39 | -0.38 | 1.02 | 0.52 | 1.38 |
| L8 | 2.65 | 1.41 | 2.48 | 0.05 | 5.10 | 0.89 | 2.01 | 1.10 | 1.92 | -3.61 | 2.96 | 0.44 | 0.61 |
| L9 | 0.25 | 0.59 | 0.82 | 0.07 | 1.15 | 0.33 | -0.37 | 0.86 | 1.32 | -2.26 | 1.81 | 0.03 | 1.61 |
| L10 | 0.06 | 0.53 | 0.36 | 0.34 | 0.61 | 0.11 | -2.91 | 0.14 | -0.40 | -0.49 | 0.36 | -2.06 | 1.07 |
| Media | 0.44 | 0.88 | 1.00 | 0.20 | 1.33 | 0.46 | -0.86 | 0.90 | 0.98 | -1.35 | 1.29 | -0.11 | 1.20 |
| Tóbari | | | | | | | | | | | | | |
| T1 | - | 0.66 | 0.12 | 0.00 | 3.08 | - | - | -1.30 | -3.76 | - | 0.93 | - | - |
| T2 | 0.08 | 0.58 | 0.31 | 0.00 | 2.76 | 0.31 | -3.63 | -0.75 | -1.68 | - | 1.50 | -1.65 | 0.03 |
| T3 | 0.14 | 0.59 | 0.49 | 0.00 | 2.21 | 0.23 | -2.13 | -0.08 | -0.34 | - | 1.83 | -1.41 | 0.69 |
| T4 | 0.06 | 0.65 | 0.52 | 0.14 | 2.43 | 0.37 | -3.62 | -0.11 | -0.43 | -2.33 | 1.80 | -0.93 | 0.52 |
| T5 | 0.22 | 0.62 | 0.86 | 0.08 | 3.87 | 0.37 | -0.51 | 0.99 | 1.48 | -2.02 | 3.64 | 0.26 | 1.69 |
| T6 | 0.22 | 0.60 | 0.91 | 0.14 | 2.40 | 0.42 | -0.36 | 1.11 | 1.70 | -0.98 | 3.10 | 0.59 | 1.84 |
| T7 | 0.23 | 0.61 | 0.89 | 0.12 | 2.61 | 0.37 | -0.24 | 1.18 | 1.71 | -1.20 | 3.27 | 0.45 | 1.88 |
| T8 | 0.43 | 0.71 | 1.04 | 0.69 | 6.34 | 1.11 | -0.60 | 0.11 | 0.67 | 0.06 | 3.27 | 0.75 | 0.61 |
| T9 | 0.28 | 0.65 | 0.66 | 0.41 | 3.26 | 0.69 | -1.32 | -0.12 | -0.10 | -0.79 | 2.21 | -0.03 | 0.51 |
| T10 | 0.18 | 0.63 | 0.55 | 0.10 | 1.95 | 0.42 | -2.12 | -0.31 | -0.52 | -2.96 | 1.31 | -0.90 | 0.35 |
| T11 | 0.14 | 0.66 | 0.37 | 0.10 | 2.19 | 0.41 | -2.86 | -0.61 | -1.44 | -3.36 | 1.13 | -1.29 | 0.00 |
| T12 | 0.20 | 0.63 | 0.69 | 0.27 | 2.80 | 0.50 | -1.32 | 0.31 | 0.44 | -0.88 | 2.47 | -0.02 | 0.98 |
| T13 | 0.22 | 0.65 | 0.70 | 0.23 | 3.15 | 0.44 | -0.98 | 0.57 | 0.66 | -0.95 | 2.84 | 0.01 | 1.19 |
| T14 | 0.21 | 0.60 | 0.78 | 0.19 | 3.33 | 0.37 | -0.49 | 1.03 | 1.40 | -0.65 | 3.49 | 0.33 | 1.75 |
| T15 | 0.24 | 0.62 | 0.84 | 0.24 | 2.57 | 0.37 | -0.25 | 1.12 | 1.57 | -0.22 | 3.18 | 0.36 | 1.82 |
| T16 | 0.21 | 0.59 | 0.86 | 0.22 | 2.73 | 0.35 | -0.35 | 1.16 | 1.70 | -0.25 | 3.37 | 0.41 | 1.92 |
| Media | 0.20 | 0.63 | 0.66 | 0.18 | 2.98 | 0.45 | -1.39 | 0.27 | 0.19 | -1.27 | 2.46 | -0.20 | 0.94 |

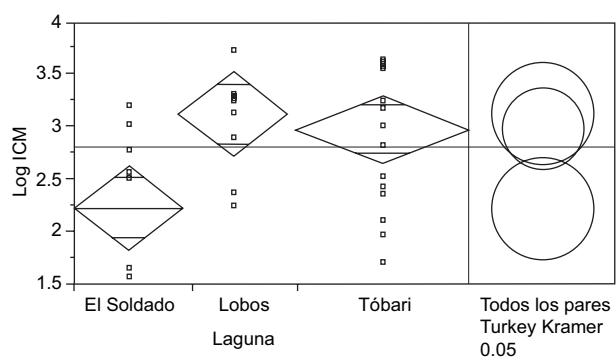


Fig. 3. Índice de contaminación metálica entre las lagunas costeras Lobos, El Soldado y Tóbari ($p = 0.0054$)

este periodo las aguas del exterior de las lagunas que pueden contener cantidades variables de Cd (Daesslé et al. 2009) se intercambian con las del interior. Las respuestas hidrodinámicas de Lobos y Tóbari dependerá finalmente de las bocas donde se regula el intercambio de agua con el océano (Valenzuela-Siu et al. 2007). Estudios previos sugieren que el incremento de Cd en los organismos en la zona costera del Golfo de California está asociado con este tipo de eventos (García-Hernández et al. 2015). Sin embargo, un estudio relacionado con niveles de Cd en granjas camaronícolas ubicadas en la costa del Golfo de California, realizados durante 2000 – 2010, no mostró cambios significativos en las concentraciones de este elemento (Frías-Espéricueta et al. 2015). Con base en

esto, se refuerza la hipótesis de que el enriquecimiento de Cd en los sedimentos superficiales no es debido a actividades antrópicas en estas lagunas. Por otro lado, aunque los niveles de concentración de Ni detectados fueron mayores a los niveles de Cd en Lobos e incluso mayores a Cu y Cd en Tóbari, el análisis comparativo entre lagunas indicó que no hubo diferencias significativas para Ni respecto al sistema de referencia, El Soldado ($p = 0.2784$), con excepción del sitio L8. En El Soldado, para los sitios s8, s7 y s10 asumimos que el incremento en el contenido de elementos traza fue debido principalmente a la composición del sedimento de tipo limo-arcillosos, que fueron enriquecidos posiblemente con materia orgánica, además de ser sitios someros y de baja circulación hacia el exterior de las bocas del sistema lagunar (Villalba et al. 1989).

Índices de calidad de sedimentos

Con el objeto de comparar el alcance de la contaminación antropogénica entre los sedimentos en los distintos puntos de muestreo, se calculó el FE. Valores de $FE < 1$ sugieren que las concentraciones del metal traza (e.g. L2 y L10) provienen de fuentes naturales como material geológico o lixiviación de los componentes de la corteza terrestre (Tang et al. 2013).

Tanto el FE como el I_{geo} coincidieron en señalar sitios afectados (T7, T16, T6, T15, T5, T14) por concentraciones anómalas de Mn en sedimento ($3 < I_{geo} < 4$; $5 < FE < 10$), que reciben efluentes combinados de origen agrícola, camaronícola y urbano (Green-Ruíz y Páez-Osuna 2001). El sitio con mayor contenido de metales traza fue el L8, que está enfrente de una descarga puntual de un drenaje colector de aguas residuales agrícolas. En Tóbari, particularmente, la distribución espacial mostró las mayores concentraciones de metales (T7, T6 y T5), en las inmediaciones de un pedraplén artificial removido en 2012, posterior a este estudio, así como en los sitios (T16, T15 y T14). El Mn tuvo un moderado I_{geo} ($1 < I_{geo} < 2$) en sitios adyacentes a la descarga principal de aguas residuales agrícolas (L7, L6, L9, L4, L5 y T8).

Respecto al ICM (**Fig. 3**) se observa que es significativamente mayor ($p = 0.0054$) en Lobos y Tóbari respecto a El Soldado. Valores de ICM desde 5.14 hasta 36.4, han sido obtenidos en sistemas lagunares del Golfo de California (García Hernández et al. 2015) con influencia de actividades antrópicas. El valor de 36.4 corresponde a la Bahía de Guaymas, que presenta una importante actividad humana en sus alrededores. En esta zona se ha asociado la contaminación por metales en sedimentos superficiales con actividades industriales como la planta termoeléctrica

de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), la terminal de almacenamiento de Petróleos Mexicanos (PEMEX), así como la refinación y la carga y descarga de minerales en la terminal de la Administración Portuaria Integral de Guaymas (Méndez et al. 2004). El \log_{10} del ICM permitió diferenciar entre ecosistemas con distinto grado de contaminación. De este modo, quedó confirmado que las concentraciones de elementos traza en los sedimentos superficiales de El Soldado pueden usarse como valores de referencia.

Factores de influencia

Los sitios que presentaron mayor enriquecimiento o geoacumulación de metales traza por encima de los valores de referencia de El Soldado, están asociados con los drenajes de agua residual sin tratamiento provenientes del Valle del Yaqui que contienen plaguicidas, fertilizantes, metales y nutrientes, aportados hacia el Golfo de California a través de dos lagunas. En la parte norte tenemos la laguna Lobos, principal cuerpo receptor de un drenaje colector (L8), mientras que en la parte sur está la laguna Tóbari, que recibe vertimientos de aguas residuales agrícolas (T5-T9), camaronícolas (T12-T16) y de asentamientos humanos (T6 y T8) (Ahrens et al. 2008).

Sin embargo, también la litología continental particular de esta región, básicamente compuesta de rocas ígneas extrusivas como basaltos ricos en Fe y Mn, puede ser fuente de estos metales (Vega-Granillo et al. 2011). La asociación de Fe/Mn en las rocas ígneas se encuentra en una proporción de 1/10 a 1/100 (Degens 1965). Al comparar la concentración de Fe/Mn en El Soldado, Lobos y Tóbari la proporción es de 1/40, por lo que están dentro del rango sugerido para considerar un origen continental. Sin embargo, ello no explica los altos niveles de concentración detectados en Lobos y Tóbari, aunado a que las escorrentías por lluvias son escasas y eventuales para considerar incremento de Mn y Fe por meteorización física.

El Zn, Cu, Mn y Fe son también metales ubicuos presentes en varios productos utilizados en actividades agrícolas, como ingredientes activos en pesticidas y agentes antimicóticos (Dissanayake y Chandrajith 2009). Por lo cual, incrementos de Zn, Cu, Fe y principalmente de Mn pueden ser atribuidos a fertilizantes agrícolas y fungicidas metálicos, entre los que se encuentran maneb, zineb, cupravit y ferbam (García-Hernández 2004). Adicionalmente, el Cu y Zn al ser esenciales para la nutrición de camarón, se usan para enriquecer dietas formuladas para peces y camarones, las cantidades recomendadas varían entre 8 y 12 mg/g del Cu y un orden de magnitud mayor en el caso del Zn (Ikem y Egilla 2008).

Toxicidad

Las concentraciones totales de metales en los sedimentos de las lagunas estudiadas están por debajo del valor asociado con efectos tóxicos medianos, excepto para el Ni en el sitio L8 (98.3 $\mu\text{g/g}$), aunque la media para Lobos es de 20.5 $\mu\text{g/g}$ (**Cuadro II**). Lo anterior indica que existe la posibilidad de que sea afectada la salud de los organismos ahí presentes (Buchman 2008). Respecto al Mn, este elemento no se encuentra contemplado en las normatividades nacionales e internacionales revisadas. La media de Mn en Lobos y Tóbari es $> 260 \mu\text{g/g}$. De acuerdo con el nivel de efecto aparente, concentraciones por arriba de dicho valor es probable que causen una disminución en la abundancia de fauna bentónica tal y como fue observado en el gusano del género *Neanthes* que ha sido utilizado como indicador de la calidad del agua (Buchman 2008). Dado que actualmente en esta región no existe un programa de reducción en los aportes por actividades humanas, las concentraciones de Mn observadas en los alrededores de las lagunas advierten la necesidad de incrementar el esfuerzo de investigación por sus implicaciones ecotoxicológicas.

CONCLUSIONES

Los índices de ICM y de I_{geo} indicaron que existen sitios moderadamente y fuertemente contaminados por Mn en las lagunas de Lobos y Tóbari, principalmente cerca de zonas con efluentes agrícolas. El índice FE indicó que los sedimentos superficiales de sitios en Lobos y Tóbari se encuentran moderadamente contaminados con Zn, Cu y Pb, así como severamente contaminados con Mn. Respecto al Ni sólo se observó enriquecimiento en un sitio, que es receptor de una descarga agrícola. Los niveles de Cd no se encontraron asociados con actividades antrópicas. Este trabajo aportó evidencia de algunos sitios específicos de cada laguna, en los cuales se recomienda tomar medidas de mitigación para evitar que se vea perjudicada la salud de los organismos que habitan en ellos.

AGRADECIMIENTOS

Vargas-González agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para realizar los estudios de Doctorado (número de beca: 243636). Se agradece a Diana Dorantes por la traducción del resumen, a Elia Polanco Mizquez por la elaboración de la figura 2, así como a Baudilio

Acosta Vargas, Griselda Peña Armenta, David Urías Laborín y Gustavo Padilla Arredondo del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., por el apoyo en muestreos y análisis de las muestras.

REFERENCIAS

- Adamo P., Arienzo M., Imperato M., Naimo D., Nardi G. y Stanzione D. (2005). Distribution and partition of heavy metals in surface and sub-surface sediments of Naples city port. *Chemosphere* 61 (6), 800-809. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2005.04.001
- Ahrens T., Beman J., Harrison J., Jewett P. y Matson P. (2008). A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resour. Res.* 44, W00A05. DOI: 10.1029/2007WR006661
- Arreola-Lizárraga J. A. (1994). Bahía de Lobos: ecosistema costero candidato al sistema de áreas naturales protegidas de México. *Ecológica* 3 (2), 19-24.
- Arreola-Lizárraga J. A. (1995). Diagnóstico ecológico de bahía de Lobos, Sonora, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México, 120 pp.
- Arunachalam K. D., Annamalai S. K., Baskaran K. V., Rajaram S. y Jha S. (2014). Spatial and multivariate analysis of trace elements in the surface water and deep sediments of fresh water aquatic ecosystem. *Am. J. Environ. Sci.* 10 (2), 102-122. DOI: 10.3844/ajessp.2014.102.122
- Bastami K. D., Bagheri H., Haghparast S., Soltani F., Hamzehpoor A. y Bastami M. D. (2012). Geochemical and geo-statistical assessment of selected heavy metals in the surface sediments of the Gorgan Bay, Iran. *Mar. Pollut. Bull.* 64 (12), 2877-2884. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.08.015
- Beman J. M., Arrigo K. R. y Matson P. A. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434, 211-214. DOI: 10.1038/nature03370
- Birch G. F. y Davies K. I. (2003). A scheme for assessing human impact and sediment quality in coastal waterways. En: *Proceedings of the Coastal GIS Conference* (C. D. Woodroffe y R. A. Furness, Eds.). University of Wollongong, NSW, Australia. 7 y 8 de julio, 2003, pp. 371-380.
- Birch G. F. y Olmos M. A. (2008). Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES J. Mar. Sc.* 65 (8), 1407-1413. DOI: 10.1093/icesjms/fsn139

- BOGES (2009). Boletín Oficial del Gobierno del Estado de Sonora. Declaratoria como área natural protegida estero El Soldado con la categoría de zona sujeta a conservación ecológica, 18 de mayo 2006.
- Buchman M. F. (2008). NOAA screening quick reference tables, Reporte 08-1, National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Response and Restoration Division. Seattle WA, EUA, 34 pp.
- Búrquez A. y Martínez-Yrizar A. (1997). Conservation and landscape transformation in Sonora, Mexico. *J. Southwest.* 39 (3-4), 371-398.
- Caeiro S., Costa M., Ramos T., Fernandes F., Silveira N., Coimbra A., Medeiros G. y Painho M. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado estuary sediment: an index analysis approach. *Ecol. Indic.* 5 (2), 151-169.
DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.02.001
- Chan A. K., Xu W. Z., Liu X. S., Cheung S. G. y Shin P. K. (2016). Sediment characteristics and benthic ecological status in contrasting marine environments of subtropical Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 103 (1-2), 360-370.
DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.032
- Cleaver H. M. (1972). The contradictions of the green revolution. *The American Economic Review* 62 (2), 177-186.
- CONAGUA (2012). Atlas digital del agua México. Sistema Nacional de Información del Agua. Comisión Nacional del Agua [en línea]. <http://siga.cna.gob.mx/Atlas/> 26/04/2015.
- CONANP (2011a). Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR) – Versión 2009-2012. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Mazatlán, Sinaloa, México, 14 pp.
- CONANP (2011b). Sitios RAMSAR. Humedales de México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. [en línea]. <http://ramsar.conanp.gob.mx/sitios.php> 26/04/2015
- Contreras-Espinosa, F. y Castañeda O. (1993). Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Distrito Federal, México, 415 pp.
- Daesslé L. W., Rendón-Márquez G., Camacho-Ibar V. F., Gutiérrez-Galindo E. A., Shumilin, E. y Ortiz-Campos E. (2009). Geochemistry of modern sediments from San Quintín coastal lagoon, Baja California: Implication for provenance. *Rev. Mex. Cien. Geol.* 26 (1), 117-132.
- Day J. W., Hall Ch. A. S., Kemp W. M. y Yañez-Arancibia A. (1989). Estuarine ecology. John Wiley y Sons. Nueva York, EUA, 558 pp.
- Degens E.T. (1965). Geochemistry of sediments: a brief survey. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. Nueva Jersey, EUA, 342 pp.
- Dissanayake C. y Chandrajith R. (2009). Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. *J. Natl. Sci. Found. Sri.* 37 (3), 153-165.
DOI: 10.4038/jnsf.v37i3.1219
- Domínguez-Sánchez L. (2010). Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental, detectada en el área de influencia del campo pesquero el paredón colorado y el paredoncito, bahía del Tóbari, municipio de Benito Juárez, Sonora, para el establecimiento de infraestructura pesquera. *Revista Sistemas Ambientales* 3 (2), 18-61.
- Foley J. A., DeFries R., Asner G. P., Barford C., Bonan G., Carpenter S. R., Chapin, F. S., Coe M. T., Daily G. C. y Gibbs H. K. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309 (5734), 570-574.
DOI: 10.1126/science.1111772
- Folk L. (1980). Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company. Texas, EUA, 182 pp.
- Förstner U. y Wittmann G. T. (1981). Metal pollution in the aquatic environment. 2a ed. Springer-Verlag. Berlin, Alemania, 486 pp. DOI: 10.1007/978-3-642-69385-4
- Frias-Espéricueta M., Osuna-López J., Delgado-Álvarez C., Muy-Rangel M., López-López G., Izaguirre-Fierro G., Jaimes-Bustamante F., Zazueta-Padilla H., Aguilar-Juárez M. y Rubio-Carrasco W. (2015). Changes in metal contents in shrimp cultured in NW Mexico (2000–2010). *Environ. Monit. Assess.* 187 (5), 1-7.
DOI: 10.1007/s10661-015-4494-6
- García-Hernández J. (2004). Diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas del sur de Sonora. Diagnóstico sur de Sonora-CIAD-WWF. Reporte Técnico. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo AC. Guaymas, Sonora, México, 41pp.
- García-Hernández J., Hurtado L. A., Leyva-García G., Güido-Moreno A., Aguilera-Márquez D., Mazzei V. y Ferrante M. (2015). Isopods of the genus *Ligia* as potential biomonitors of trace metals from the gulf of California and pacific coast of the Baja California peninsula. *Ecotox. Environ. Safe.* 112, 177-185.
DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.11.002
- González-Macías, C., Schifter I., Lluch-Cota D., Méndez-Rodríguez L. y Hernández-Vázquez S. (2006) Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 118 (1), 211-230.
DOI: 10.1007/s10661-006-1492-8
- Green-Ruiz C. y Páez-Osuna F. (2001). Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environ. Int.* 26 (4), 265-273. DOI: 10.1016/S0160-4120(00)00116-1
- Güereca-Hernández L.P. (1994). Contribuciones para la caracterización ecológica del Estero del Soldado,

- Guaymas, Sonora. México. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas. Guaymas, Sonora, México, 65 pp.
- Helz G. (1976). Trace element inventory for the northern Chesapeake bay with emphasis on the influence of man. *Geochim. Cosmochim. Ac.* 40 (6), 573-580.
DOI: 10.1016/0016-7037(76)90102-2
- Ikem A. y Egilla J. (2008). Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri. *Food Chem.* 110 (2), 301-309.
DOI: 10.1016/j.foodchem.2008.02.003
- INECC-CCA. (2010). Manual de métodos de muestreo y preservación de muestras de las sustancias prioritarias para las matrices prioritarias del PRONAME. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Centro de Ciencias de la Atmósfera. Ciudad de México, México, 55 pp.
- INEGI (2005). II Censo de población y vivienda 2005. Principales resultados por localidad. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México [en línea]. http://www.inegi.org.mx/sistemas/consulta_resultados/iter2005.aspx 26/04/2015
- Jara-Marini M., Tapia-Alcaraz J., Dumer-Gutiérrez J., García-Rico L., García-Hernández J. y Páez-Osuna F. (2013a). Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of el Tóbari Lagoon, central-East Gulf of California: An ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities. *J. Environ. Sci. Heal. A* 48 (14), 1842-1851. DOI: 10.1080/10934529.2013.823341
- Jara-Marini M., Tapia-Alcaraz J., Dumer-Gutiérrez J., García-Rico L., García-Hernández J. y Páez-Osuna F. (2013b). Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environ. Monit. Assess.* 185 (2), 1071-1085.
DOI: 10.1007/s10661-012-2615-z
- Kennish M. J. (1999). Estuary restoration and maintenance: the national estuary program. CRC Press. Nueva Jersey, EUA, 395 pp.
- Kitheka J. U. (1997). Coastal tidally-driven circulation and the role of water exchange in the linkage between tropical coastal ecosystems. *Estuar. Coast. Shelf S.* 45 (2), 177-187. DOI: 10.1006/ecss.1996.0189
- Kjerfve B. y Magill K. E. (1989). Geographic and hydrographic characteristics of shallow coastal lagoons. *Mar. Geol.* 88, 187-199.
- Landsberger S., Jervis R., Aufreiter S. y Van Loon J. (1982). The determination of heavy metals (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb) in urban snow using an atomic absorption graphite furnace. *Chemosphere* 11 (3), 237-247.
DOI: 10.1016/0045-6535(82)90147-3
- Lin C., Chen C., Kao C., Hong A. y Wu C. (2011). Development of the sediment and water quality management strategies for the salt-water river, Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 63 (5-12), 528-534.
DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.02.005
- Loring D. (1991). Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 48 (1), 101-115. DOI: 10.1093/icesjms/48.1.101
- Magesh N., Chandrasekar N., Kumar S. K. y Glory M. (2013). Trace element contamination in the estuarine sediments along Tuticorin coast–Gulf of Mannar, southeast coast of India. *Mar. Pollut. Bull.* 73 (1), 355-361. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.05.041
- Méndez L., Acosta B., Arreola-Lizárraga A. y Padilla G. (2004). Anomalous levels of heavy metals in sediments from Guaymas Bay, Mexico. *B. Environ. Contam. Tox.* 72 (6), 1101-1106. DOI: 10.1007/s00128-004-0357-5
- Mendoza-Carranza M., Sepúlveda-Lozada A., Dias-Ferreira C. y Geissen V. (2016). Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: a case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environ Pollut.* 210, 155-165.
DOI: 10.1016/j.envpol.2015.12.014
- Muller G. (1979). Schwermetalle in den sedimenten des Rheins Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79, 778-783.
- OECD/IUCN. (1996). Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and sub-tropical wetlands. Organization for Economic Co-operation and Development- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, París, Francia, 69 pp.
- Olivos-Silva R., De la O-Villanueva M. y Villalba-Atondo A. (1996). Estudio sedimentológico de la laguna costera El Soldado, Sonora, México. *Acta oceanográfica del Pacífico* 8 (1), 95-108
- Raju K. V., Somashekar R. K. y Prakash K. L. (2012). Heavy metal status of sediment in river Cauvery, Karnataka. *Environ Monit Assess.* 184 (1), 361-373.
DOI: 10.1007/s10661-011-1973-2
- Royce Ch. (1970). Introduction to sediment analysis. Arizona State University Publications. Tempe, Arizona, EUA, 180 pp.
- Rule J. H. (1986). Assessment of trace element geochemistry of Hampton roads harbor and lower Chesapeake bay area sediments. *Environ. Geol. Water S.* 8 (4), 209-219. DOI: 10.1007/BF02524948
- Sánchez-Carrillo S., Sánchez-Andrés R., Alatorre L. C., Angeler D. G., Álvarez-Cobelas M. y Arreola-Lizárraga J. A. (2009). Nutrient fluxes in a semi-arid microtidal mangrove wetland in the Gulf of California. *Estuar. Coast. Shelf S.* 82, 654-662.
DOI: 10.1016/j.ecss.2009.03.002

- Sañudo-Wilhelmy S. A. S. y Flegal A. R. (1991). Trace element distributions in coastal waters along the US-Mexican boundary: Relative contributions of natural processes vs. anthropogenic inputs. *Mar. Chem.* 33 (4), 371-392.
DOI: 10.1016/0304-4203(91)90078-B
- Sany S. B. T., Salleh A., Rezayi M., Saadati N., Narimany L. y Tehrani G. M. (2013). Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of Port Klang, Selangor, Malaysia. *Water Air Soil Poll.* 224, 1-18. DOI: 10.1007/s11270-013-1476-6
- Silva-Mendizábal R. S. (2011). Cuantificación de nutrientes que ingresan al Sistema lagunar del Tóbari en el Sur de Sonora a través de drenes agrícolas del Valle del Yaqui en el periodo 2008-2009. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico de Guaymas. Guaymas, Sonora, México, 70 pp.
- Soto-Jiménez M. y Páez-Osuna F. (2001). Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlan harbor (SE Gulf of California). *Estuar. Coast. Shelf S.* 53 (3), 259-274. DOI: 10.1006/ecss.2000.0814
- Spencer K. y MacLeod C. (2002). Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 6, 989-998.
- StatSoft I. (2004). *Statistica*. Version 6, Tulsa: Statsoft.
- Sutherland R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environ. Geol.* 39 (6), 611-627.
DOI: 10.1007/s002540050473
- Szefer P., Glasby G. P., Pempkowiak J. y Kalisz R. (1995). Extraction studies of heavy-metal pollutants in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. *Chem. Geol.* 120 (1-2), 111-126.
DOI: 10.1016/0009-2541(94)00103-F
- Tang W., Shan, B., Zhang H. y Mao Z. (2010). Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu lake valley, east China. *J. Hazard. Mater.* 176 (1-3), 945-951. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.11.131
- Tang W., Zhao Y., Wang C., Shan B. y Cui J. (2013). Heavy metal contamination of overlying waters and bed sediments of Haihe basin in China. *Ecotox. Environ. Safe.* 98, 317-323. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2013.09.038
- USEPA (1979). EPA-600/4-79-020. Methods for chemical analysis, metals section. Environmental Monitoring and Support Laboratory. Ohio, EUA, 305 pp.
- USEPA (1986). SW-846. Test methods for evaluating solid waste: Physical/chemical methods, USEPA, Office of Solid Waste, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 317 pp.
- Usero J., González-Regalado E. y Gracia I. (1997). Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic coast of southern Spain. *Environ. Int.* 23 (3), 291-298.
DOI: 10.1016/S0160-4120(97)00030-5
- Usero J., Morillo J. y Gracia I. (2005). Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere* 59 (8), 1175-1181.
DOI: 10.1016/j.chemosphere.2004.11.089
- Valdés J., Vargas G., Sifeddine A., Ortlieb L. y Guinez M. (2005). Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones bay (23 S), Northern Chile: geochemical and statistical approach. *Mar. Pollut. Bull.* 50 (12), 1558-1568.
DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.024
- Valenzuela-Siu M. V., Lizárraga J. A. A., Carrillo S.S. y Arredondo G. P. (2007). Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17 (3), 193-202.
- Vega-Granillo, E. L., Cirett-Galán S., De la Parra-Velasco M. L. y Zavala-Juárez R. (2011) Hidrogeología de Sonora, México. En: Panorama de la geología de Sonora (C. Thierry, Ed.). Boletín 118, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 267 -298.
- Vicente-Martorell J. J., Galindo-Riaño M. D., García-Vargas M. y Granado-Castro M. D. (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *J. Hazard. Mater.* 162 (2-3), 823-836. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.05.106
- Villalba A. A., Ortega, R. P. y De la O Villanueva M. (1989) Evaluación geo-química en la fase sedimentaria de ecosistemas costeros del estado de Sonora, México. *Acta Oceanográfica del Pacífico* 5 (1), 97-105.
- Walkley A. y Black I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37 (1), 29-38.
- Zar J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. 4ta ed. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, Nueva Jersey, EUA, 663 pp.
- Zaytsev O., Cervantes-Duarte R., Montante O. y Gallegos-García A. (2003). Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *J. Oceanogr.* 59 (4), 489-502. DOI: 10.1023/A:1025544700632