

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-04-05

Artículos

Contaminación de sedimentos de un meandro del río Lerma, México

Sediments contamination from a meander of the Lerma River, Mexico

Ana V. Coria-Téllez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7888-1598>

Diego A. Ríos-Pérez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-1466-4070>

Dhirendra Kumar Tiwari³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6754-3398>

María L. Merino-Solís⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-3361-7548>

¹El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
anac@colmich.edu.mx

²Instituto Tecnológico de La Piedad, La Piedad, Michoacán, México,
miloavenged@gmail.com

³Conahcyt-El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
dkt@colmich.edu.mx

⁴Conahcyt-El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
luz.merino.solis@gmail.com



Autora para correspondencia: María L. Merino-Solís,
luz.merino.solis@gmail.com

Resumen

El objetivo de este trabajo fue determinar el grado de contaminación de sedimentos del cauce aislado del río Lerma que atraviesa la zona metropolitana interestatal La Piedad y Pénjamo, para sustentar la toma de decisiones que haya que emprender con respecto a este cuerpo de agua que interactúa con un ambiente urbano. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, metales pesados y partículas microscópicas de muestras de sedimentos recolectados en siete sitios del área de estudio. En promedio, los sedimentos tuvieron textura franco arenosa, con pH (7.6) neutro y conductividad eléctrica de 868 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mostraron ser medianamente ricos en materia orgánica (2.7 %), con ligera carga de coliformes fecales (753 NMP/100 g), y presentaron un factor de enriquecimiento moderado para Zn, Cr y Cu. Se observaron partículas de plancton, pero también partículas con metales pesados. Considerando que los sitios urbanos (5 y 6) mostraron más indicadores fuera de los criterios establecidos es probable que los sedimentos están recibiendo contaminantes derivados de las actividades antrópicas propias del lugar y no los generados río arriba. En general, la contaminación de los sedimentos fue moderada; no obstante, es imperante limitar que la materia orgánica, microorganismos patógenos y metales tóxicos como el Cr se sigan acumulando en el sedimento y evitar que lleguen a un punto crítico. Por lo anterior y con la aplicación de algunas estrategias será posible recuperar y conservar esta área del río como un cuerpo de agua aislado e independiente del cauce original.

Palabras clave: contaminación, coliformes fecales, La Piedad, fluorescencia de rayos X (FRX), microscopio electrónico de barrido (MEB).

Abstract

The aim of this work was to determine the degree of sediment contamination of the isolated part of the Lerma River that crosses the La Piedad and Pénjamo interstate metropolitan area to support the decision-making that must be undertaken with respect to this body of water that interacts with an urban environment. Physicochemical, microbiological, heavy metal, and microscopic particle parameters of sediment samples collected at seven sites in the study area were evaluated. On average, the sediments had a sandy loam texture, with neutral pH (7.6) and electrical conductivity of 868 $\mu\text{S}/\text{cm}$, they were moderately rich in organic matter (2.7 %), with a slight load of fecal coliforms (753 NMP/100 g) and they are being enriched with Zn, Cr and Cu. Plankton particles were observed, but also particles with heavy metals. Considering that the urban sites (5 and 6) showed more indicators outside the established criteria, it is likely that the sediments are receiving contaminants derived from the anthropogenic activities of the place and not those generated upstream. In general, the contamination of the sediments was moderate, however, it is imperative to limit the accumulation of organic matter, pathogenic microorganisms and toxic metals such as Cr in the sediment and avoid reaching a critical point. Due to the above and with the application of some strategies, it will be possible to recover and conserve this area of the river as an isolated body of water independent of the original riverbed.

Keywords: Pollution, fecal coliforms, La Piedad, X-ray fluorescence (XRF), scanning electron microscope (SEM).

Recibido: 04/10/2023

Aceptado: 04/06/2024

Publicado *ahead of print*: 17/06/2024

Versión final: 01/07/2025

Introducción

El río Lerma tiene una longitud de 708 km y drena una cuenca de 47.116 km². Inicia en los manantiales de Almoloya del Río, Estado de México; atraviesa hacia el noroeste cruzando Querétaro, Guanajuato y Michoacán, y desagua en el lago de Chapala en Jalisco (Hansen, León, & Bravo, 1995). En estas regiones, el río Lerma ha sido siempre un recurso natural básico para las actividades humanas; sin embargo, las continuas y diversas descargas industriales, urbanas, agrícolas y pecuarias que recibe lo han clasificado como uno de los ríos interiores de mayor contaminación en México. Se ha reportado que en ciertos tramos se sobrepasan los límites máximos permitidos de algunos contaminantes en el agua (López-Hernández, Ramos-Espinosa, & Carranza-Fraser, 2007; Carreño, Zarazúa, Fall, Ávila-Pérez, & Tejeda, 2018; Conagua, 2018; Hernández-Mendoza, Ríos-Lugo, Romero-Guzmán, Reyes-Gutiérrez, & Ketterer, 2018).

Una parte del río Lerma (12.5 km), denominada “Meandro La Piedad-Pénjamo”, localizada en los límites entre Michoacán y Guanajuato,

fue aislada del cauce natural a finales de la década de 1970 con un dren de aproximadamente 2.8 km de longitud debido a la problemática de inundaciones que padecían las zonas urbanas durante las crecientes del río Lerma. Al quedar aislado, este meandro constantemente se está azolvando, lo cual disminuye su amplitud natural; la mayor parte del año solo cuenta con agua estancada que, además de afectar de modo considerable el ecosistema del lugar, produce malos olores, presencia de mosquitos y una carga notable de contaminantes a cielo abierto, que han incidido fuertemente en problemas de salud pública en la región (Ayala-Ortiz, & Abarca-Guzmán, 2014). Ello se agudiza si se considera que en los últimos 50 años la población se ha duplicado en este núcleo metropolitano, conformado por los municipios interestatales La Piedad y Pénjamo, que llegó a los 261 450 habitantes en 2020 (INEGI, 2020).

La Comisión Nacional del agua (Conagua) ha reportado entre 2011 y 2018 baja la calidad del agua del meandro debido a que parámetros como los sólidos suspendidos totales, coliformes fecales (CF) y *Escherichia coli* (*E. coli*) se encontraban fuera de los estándares establecidos para aguas superficiales (Conagua, 2018). En 2009 se reportó que las concentraciones de Pb, Cd, y Cr en el agua superaba los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Semarnat, 1996) en ciertos puntos del meandro. También se detectaron los plaguicidas diclorofenil dicloroetileno (DDE), endrín y dieldrín. El DDE es un metabolito del tóxico dicloro difenil tricloroetano (DDT), mientras que los otros dos se utilizan como insecticidas caseros, a pesar de que el dieldrín está prohibido por considerarse un posible carcinógeno (Rueda *et al.*, 2011). Asimismo se reportó que los sedimentos se encontraban ligeramente contaminados con Pb y Ni, de moderado a fuertemente

contaminados con Cu y Cr, y fuertemente contaminados con Zn. Los sitios más contaminados se localizaron cerca de las zonas urbanas, por lo que se sugirió que esos metales provenían de actividades antrópicas (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016). Las descargas provenientes de la principal actividad del lugar, la porcicultura, podrían ser la fuente principal de los contaminantes (Hansen *et al.*, 1995; Pérez, 2006), aunque también han tenido un gran impacto las aguas residuales industriales (algunas de ellas del giro metal-mecánica y ladrilleras, entre otras) y municipales sin tratamiento que son vertidas al meandro, sobre todo aquellas provenientes del municipio de Pénjamo (IMTA, 2009).

La concentración de metales pesados y plaguicidas utilizados tanto en la agricultura como para combatir las plagas originadas por la contaminación del río se ha asociado con el incremento de casos de cáncer, específicamente leucemia infantil (Ayala-Ortiz, & Abarca-Guzmán, 2014). Además, la presencia de parásitos en el agua del meandro contribuye al alto porcentaje de menores de edad con afecciones gastrointestinales y broncopulmonares, al igual que parasitosis diversas (Rueda *et al.*, 2011).

Hasta ahora se han planteado dos propuestas para dar una solución: entubar el meandro o considerarlo como un cuerpo de agua independiente del cauce del río, y visualizarlo como un parque lineal (Rueda *et al.*, 2011; Aguirre, 2019). Las aguas del río son indispensables en la base ecosistémica de la región, además de ser una parte importante de la historia y cotidianidad de los municipios aledaños (García-Sánchez, 2019; Aguirre, 2019), por tanto, la prioridad en la selección de la opción más adecuada está encaminada en la protección de su integridad y recuperación. Para tener elementos que faciliten la toma de decisión, este

estudio tiene como objetivo conocer la situación del cauce aislado del río a través de la caracterización de sus sedimentos, ya que son transportadores y fuentes potenciales de contaminantes en sistemas acuáticos (García-Aragón, Díaz-Delgado, & Morales-Reyes, 2003). Para lo anterior, se evaluó el grado de contaminación de los sedimentos mediante la determinación de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, la concentración de metales pesados y el tipo de partículas microscópicas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio es una parte del río Lerma que tiene una amplia curvatura conocido como "meandro del río Lerma-La Piedad-Pénjamo". El meandro se localiza entre el municipio de La Piedad, al noreste de Michoacán, y la delegación de Santa Ana Pacueco, perteneciente al municipio de Pénjamo, al noroeste de Guanajuato, a una altitud aproximada de 1 675 msnm. El rango de temperaturas comúnmente es de 3 a 38 °C. Su clima es semicálido, con veranos calurosos, lluvias permanentes de junio a septiembre y una estación invernal no bien definida (Téllez, 2019). El río Lerma pertenece a la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago de la subcuenca Angulo-río Briseñas (Alberto-Villavicencio, 2019), pero el meandro se encuentra aislado del cauce natural del río Lerma debido a un dren de alivio. El meandro es alimentado por los arroyos Zináparo, Cinco de Oros y Hondo, además de aguas municipales tratadas y sin tratar de los municipios aledaños, así como el agua proveniente del afluente del río Lerma cuando las compuertas del

dren son abiertas principalmente para apoyar la agricultura de riego establecida en los laterales de varias zonas del meandro (Téllez, 2019). Por lo anterior, la cantidad de agua del meandro varía durante el año. En temporada de lluvias es más probable observar una columna de agua en todo el meandro, mientras que en temporada de estiaje, la cantidad de agua disminuye de forma considerable, al grado de que algunas veces se ha observado completamente seco.

Muestreo de sedimentos

El muestreo de sedimentos se realizó de enero a mayo de 2018, periodo en el que el meandro no tenía agua. Los siete sitios de muestreo fueron establecidos a una distancia aproximada de 1.78 km de separación entre ellos (Figura 1). En cada sitio de muestreo se obtuvieron tres submuestras de sedimento a 20 cm de profundidad, dos se extrajeron de cada orilla y la tercera del centro del río. Estas submuestras se mezclaron para formar una muestra compuesta de cada sitio (Tabla 1). El sedimento se extendió en una charola y se dejó secar en un cuarto ventilado. La humedad final del sedimento fue de un 8 %.

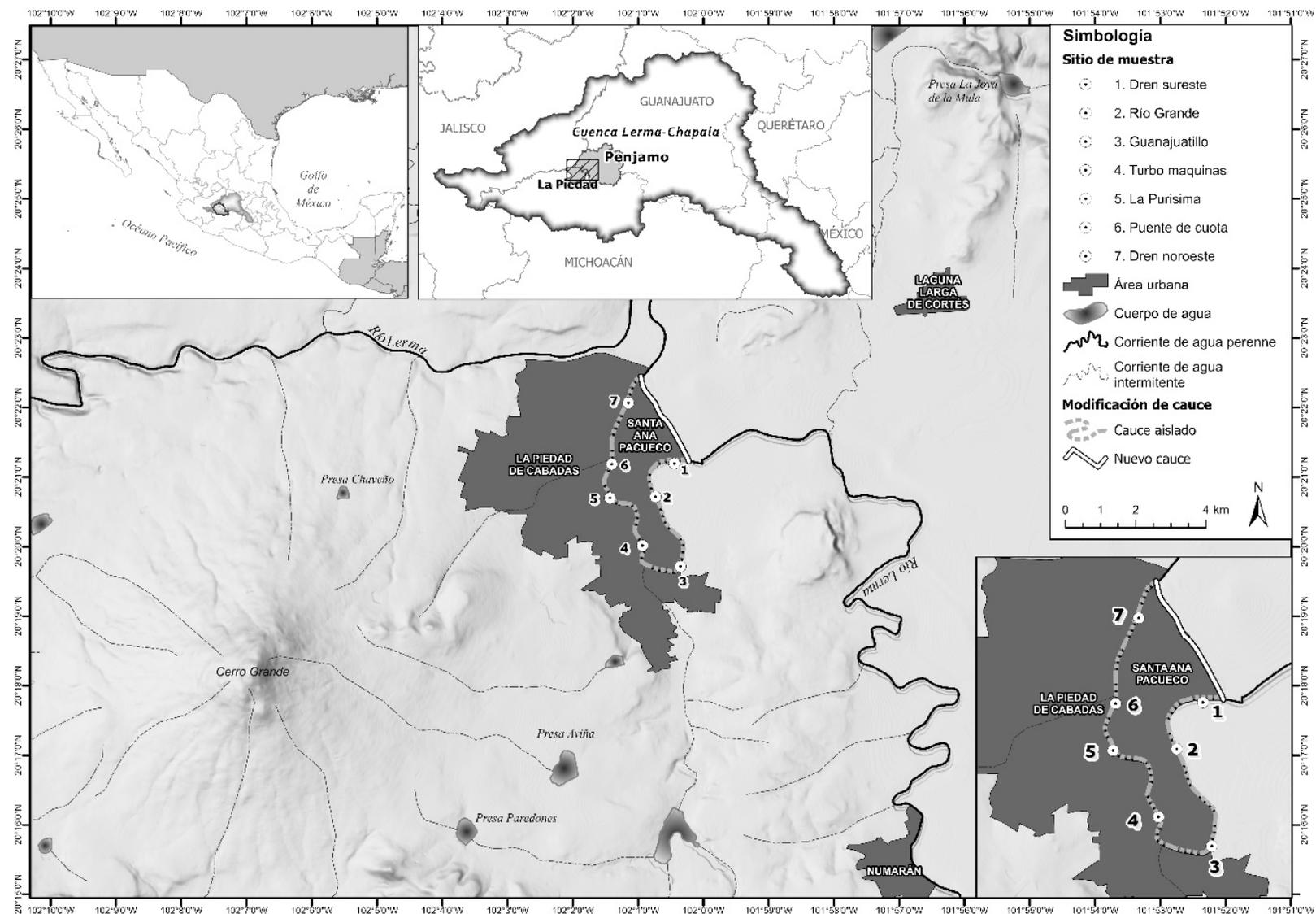


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo de sedimentos en el meandro del río Lerma. Mapa elaborado por Marco Antonio Hernández-Andrade (2018). Formato: Portable Network Graphics.

Tabla 1. Coordenadas de ubicación de los sitios de muestreo de sedimentos, referencia de la ubicación y características de la zona.

Sitio	Referencia de la ubicación	Coordenadas Latitud N, Longitud O	Característica del sitio de muestreo
1	Dren sureste	20° 21' 11.8", 102° 00' 26.8"	Zona agrícola
2	Río Grande	20° 20' 43", 102° 00' 44"	Zona urbana y agrícola
3	Arroyo Zináparo	20° 19' 43", 102° 00' 21"	Zona agrícola
4	Turbomáquinas	20° 20' 01", 102° 00' 56"	Zona urbana y agrícola
5	La Purísima	20° 20' 42", 102° 01' 26"	Zona urbana
6	Puente de cuota	20° 21' 11.13", 102° 01' 24.33"	Zona urbana y agrícola
7	Dren noroeste	20° 22' 04", 102° 01' 09"	Zona agrícola

Determinación de parámetros fisicoquímicos

La temperatura se midió *in situ* introduciendo un termómetro de 20 cm en el sedimento y se reportó en °C. La densidad aparente (DA) se evaluó usando el método de la probeta (Semarnat, 2000). La clase textural se realizó por el método del hidrómetro de Bouyoucos empleando una solución dispersante de Na₂CO₃ al 5 %. Estos resultados se reportan en % de arena, % de limo y % de arcilla (Semarnat, 2000). Para la determinación del pH y conductividad eléctrica (CE), se empleó el método potenciométrico utilizando 20 g de muestra seca dispersada en 40 ml de agua destilada y homogeneizada durante 30 minutos. La medición se realizó después de 1 hora (Semarnat, 2000; ASTM, 2000) con un

potenciómetro marca Thermo Scientific, mod. Orion A215. La materia orgánica (MO) se determinó por el método de Walkley y Black. A 0.10 g de muestra se añadieron 5 ml de $K_2Cr_2O_7$ (1 N), 10 ml de H_2SO_4 al 98 %, 100 ml de H_2O destilada y 10 gotas de indicador de difenilamina al 0.5 %. Esta disolución se tituló $FeSO_4$ al 14 % hasta un vire a color verde (ASTM, 2000; Semarnat, 2000).

Determinación de parámetros microbiológicos

Para la determinación de coliformes fecales (CF) y mesófilos aeróbicos (MA) se dispersaron 10 g de sedimento en 90 ml de agua peptonada; posteriormente, del sobrenadante se realizaron diluciones seriales (SSA, 1994a) y se continuó con el procedimiento del número más probable (NMP) (SSA, 1994b) para la cuantificación de coliformes fecales (CF) y el conteo en placa con agar nutritivo para la cuantificación de mesófilos. La determinación se realizó por triplicado.

Determinación de metales pesados

La concentración total de metales pesados se determinó con el método de fluorescencia de rayos X (FRX). Cada muestra fue secada en horno a 40 °C, desagregada manualmente, pulverizada con ayuda de un mazo, micromolida y colocada en un molde de aluminio al cual se le aplicaron 20 toneladas por 1 minuto con ayuda de una prensa hidráulica para la constitución de una pastilla, la cual se introdujo en la cámara de un equipo Thermo Scientific modelo Niton XL3t, programado en "Test All Geo", con una duración de 240 segundos, en ciclos de 60 segundos. Las mediciones

de FRX se calibraron empíricamente utilizando dos materiales de referencia estándar del suelo con concentraciones certificadas de metales, que incluyeron el estándar del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST) NIST-SRM-2709a y el estándar CCRMP Till-4. Se reporta el promedio de tres mediciones en mg/kg y se comparan estos resultados con los límites máximos permisibles (LMP) para suelos agrícolas de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Semarnat, 2004) y con los niveles de efecto más bajo (LEL) y nivel de efecto severo (SEL) de la guía de calidad de sedimentos adoptada por la Administración Nacional Oceanográfica y Atmosférica de EUA (National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA por sus siglas en inglés) para sedimentos de agua fresca (Buchman, 2008).

Factor de enriquecimiento de metales pesados

Los factores de enriquecimiento (FE) se estimaron utilizando la Ecuación (1), donde la relación Me/Fe muestra se refiere a la concentración obtenida para cada metal (Me) con respecto a la concentración de Fe; mientras que para la relación Me/Fe fondo se tomaron los datos reportados por la guía de calidad de sedimentos adoptada por la NOAA (Buchman, 2008):

$$FE = \frac{\frac{Me}{Fe} \text{ muestra}}{\frac{Me}{Fe} \text{ fondo}} \quad (1)$$

Para la interpretación se utilizaron los valores reportados por Villalobos-Castañeda *et al.* (2016): EF < 1 indica no enriquecimiento; 1

$< EF < 3$, enriquecimiento menor; $3 < FE < 5$, enriquecimiento moderado; $5 < FE < 10$, enriquecimiento alto; $10 < FE < 25$, severo, y $25 < FE < 50$ indica enriquecimiento extremadamente severo.

Análisis de partículas en microscopio electrónico de barrido (MEB)

Una porción de cada muestra se colocó en un soporte de aluminio y se introdujo en un microscopio electrónico de barrido (MEB) (JEOL-JSM-6390LV/LGS). Se tomaron 10 micrografías de diferentes zonas de la muestra con magnificaciones de 1 000 x a 5 000 x y 20 kV. El análisis químico elemental de las partículas seleccionadas se realizó con energía dispersiva de rayos X (EDS) acoplado al MEB.

Análisis estadístico

Los valores obtenidos de cada parámetro se analizaron utilizando ANOVA con un $p < 0.5$ mediante el *software* Excel® de Microsoft® versión 2016. El análisis de correlación de Pearson y el análisis de componentes principales (PCA) se hizo con el *software* Origin de la corporación Origin Lab 2009.

Resultados y discusión

Parámetros fisicoquímicos de los sedimentos

En promedio, la clase textural del sedimento del meandro es “franco arenosa” (Tabla 2); sin embargo, es una combinación de arcilla, limo y, en mayor proporción, arena. Aunque en 2009, Villalobos-Castañeda *et al.* (2016) reportaron que los sedimentos, muestreados a 10 cm de profundidad, contenían más arcilla y limo que arena. Esto es importante porque se ha establecido que muchos de los contaminantes, principalmente metales, se asocian con la fracción arcillosa y limosa. Probablemente la disminución de la columna de agua, que ha prevalecido en los últimos años, provoque que la fracción fina sea más susceptible al arrastre, además de que hay menos aporte de materiales de las laderas del río y por lo tanto aumenta la proporción de materiales gruesos en el sustrato (Herrera-Nuñez, Rodríguez-Corrales, Coto-Campos, Salgado-Silva, & Borbón-Alpizar, 2013).

Tabla 2. Porcentajes de arena, limo y arcilla, y clase textural de muestra de sedimentos.

Sitio	% arena	% limo	% arcilla	Textura del sedimento
1	52.9 ^a	19.3 ^a	27.8 ^a	Franco arcillo arenosa
2	68.2 ^a	15.3 ^b	16.5 ^a	Franco arenosa
3	63.5 ^a	24.0 ^a	12.5 ^a	Franco arenosa
4	43.5 ^b	20.0 ^a	36.5 ^b	Franco arcillosa
5	65.5 ^a	19.3 ^a	15.2 ^a	Franco arenosa
6	68.4 ^a	21.3 ^a	10.4 ^a	Franco arenosa
7	53.3 ^a	42.0 ^c	4.7 ^c	Franco arenosa

Diferentes letras por columna representan diferencias significativas entre sitios ($p < 0.5$).

Los valores de los parámetros fisicoquímicos se presentan en la Tabla 3. Las temperaturas *in situ* de los sedimentos fueron estadísticamente iguales en todos los sitios a excepción de la temperatura del sitio 6 (caseta de cobro) que fue cuatro grados menos que el promedio. Probablemente esta temperatura se deba a que el sitio de muestreo está debajo de un puente y no recibe la luz directa del sol. En general, la temperatura es un aspecto que tiene un impacto en el crecimiento y tipo de microorganismos presentes, y aunque no es parte de este estudio, está relacionado también con la capacidad de adsorción y desorción de algunos compuestos químicos orgánicos y con la difusión

del flujo de agua (Robador *et al.*, 2016; Cornelissen, Van Noort, Parsons, & Govers, 1997; Silliman, Ramirez, & McCabe, 1995).

Tabla 3. Parámetros químicos y físicos de los sedimentos.

Sitio	T (°C)	DA (g/cm ³)	MO (%)	pH (UpH)	CE (μS/cm)
1	19.0 ± 0.1 ^a	1.09 ± 0.0 ^a	2.47 ± 2.7 ^a	7.14 ± 0.0 ^a	1 320.0 ± 103.7 ^a
2	20.6 ± 0.2 ^a	0.99 ± 0.0 ^b	2.92 ± 0.0 ^a	7.90 ± 0.1 ^b	585.0 ± 10.3 ^b
3	20.1 ± 0.1 ^a	1.13 ± 0.0 ^c	0.92 ± 0.0 ^b	7.83 ± 0.1 ^b	1 441.0 ± 348.2 ^a
4	21.5 ± 0.0 ^a	1.07 ± 0.0 ^a	2.27 ± 1.3 ^a	7.26 ± 0.0 ^c	247.16 ± 3.1 ^c
5	21.9 ± 0.1 ^a	1.08 ± 0.0 ^a	3.81 ± 1.3 ^c	7.86 ± 0.1 ^b	430.9 ± 3.6 ^b
6	15.0 ± 0.0 ^b	0.99 ± 0.0 ^b	3.25 ± 0.7 ^d	7.97 ± 0.0 ^b	1 771.0 ± 243.9 ^a
7	19.3 ± 0.3 ^a	1.07 ± 0.0 ^a	3.31 ± 0.6 ^d	7.24 ± 0.0 ^c	286.86 ± 0.8 ^c
Media	19.6 ± 2.0	1.06 ± 0.0	2.71 ± 8.8	7.60 ± 0.3	868.85 ± 578.5

T: temperatura

DA: densidad aparente

MO: materia orgánica

CE: conductividad eléctrica

Se muestra el promedio de tres mediciones. Diferentes letras en el superíndice indican que existe diferencia significativa entre los sitios de muestreo (Tukey, $p < 0.05$).

La DA de los sedimentos oscila entre los 0.99 y 1.13 g/cm³, indicando que el sedimento permite un intercambio adecuado de aire y una buena absorción de nutrientes (Vela, Vázquez, Rodríguez, &

Domínguez, 2007). En los sitios 2 y 6 la DA mostró ser significativamente igual, pero menor en comparación con los demás sitios.

El sitio 4 tuvo la CE más baja (247.16 $\mu\text{S}/\text{cm}$), mientras que la más alta la registró el sitio 6 (1 771.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Ninguno de los sitios superó los 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, límite máximo permisible (LMP) indicado por Soil Taxonomy de la USDA (1999), que considera que a partir de ese valor las propiedades morfológicas y fisicoquímicas del perfil (y por tanto la génesis) quedan fuertemente influenciadas por el carácter salino.

El pH de los sedimentos mostró valores considerados como neutros (entre 7.14 y 7.97) mientras que en 2009, en sedimentos de la misma área, se registraron valores ligeramente más bajos (entre 6.46 y 7.17) (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016). Valores de pH de neutros a alcalinos también fueron reportados en sedimentos del curso alto del río Lerma y del lago de Chapala (7.1-8.5) (Badillo-Camacho, Murillo-Delgado, Barcelo-Quintal, & Zarate, 2016; Carreño *et al.*, 2018), y en sedimentos del río San Pedro de la región de Aguascalientes, México (Guzmán-Colis *et al.*, 2011).

En promedio, el sedimento fue medianamente rico en MO de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 (Semarnat, 2000). Resultados similares fueron reportados por Juárez, De-la-Fuente y Vaca-Paulín (2005) en suelos de la cuenca alta del río Lerma, con porcentajes de MO de 2.41 %. En sedimentos del río Pirro encontraron porcentajes dentro del mismo rango (de 2.11 a 2.71) (Herrera-Nuñez *et al.*, 2013), mientras que Márquez, García, Senior, Martínez y González (2012) reportaron resultados con un rango más amplio de 0.51 a 5.18 en el río Orinoco medio. El sedimento del sitio 5, donde se ubican los principales asentamientos urbanos en ambos lados

de la ribera, presentó el mayor contenido de MO (3.8 %), mientras que el sedimento del sitio 3, rodeado exclusivamente de zona agrícola, presentó el contenido más bajo (0.92 %). Lo anterior sugiere que las actividades urbanas influyen en la acumulación de MO en los sedimentos.

Resultados microbiológicos de los sedimentos

El contenido CF en los sedimentos varió desde 4 hasta 4 300 NMP por 100 g (Tabla 4). En otros estudios se han identificado concentraciones muy variadas que van de 1 a 500 000 NMP/100 g en sedimentos muestreados a diferentes profundidades (Pachepsky, & Shelton, 2011). En sedimentos del lago de Pátzcuaro se cuantificaron 13 000 NMP/100 g (Barrera-Escorcia, Fernández-Rendón, Wong-Chang, & Ramírez-Romero, 2013), concentraciones mucho mayores que las encontradas en los sedimentos del meandro del río Lerma.

Tabla 4. Concentración de mesófilos y coliformes fecales en sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo.

Sitio	Mesófilos aerobios (UFC/g)	Coliformes fecales (NMP/100 g)
1	300 ± 20 ^a	400 ± 50 ^a
2	310 ± 10 ^a	230 ± 40 ^a
3	158 ± 10 ^a	4 ± 0.50 ^b
4	340 ± 40 ^a	93 ± 15 ^a
5	1 400 ± 140 ^b	90 ± 10 ^a
6	470 ± 12 ^a	4 300 ± 700 ^c
7	260 ± 40 ^a	150 ± 30 ^a
Promedio	462.57	752.43

Diferentes letras por columna representan diferencias significativas entre sitios (Tukey, $p < 0.5$).

En los sedimentos de los sitios 5 y 6 se detectaron las más altas concentraciones de CF, lo cual coincide con lo que reporta Conagua para el agua muestreada entre 2012 y 2018, cuyas concentraciones de CF sobrepasaron en dos órdenes de magnitud los LMP establecidos por la normativa mexicana (Semarnat, 1996). Por ejemplo, en el sitio 6, denominado Puente de Cuota, en 2018 se reportaron CF en 895 252 NMP/100 ml (Conagua, 2018). Ahí se ubican granjas porcinas, por lo que seguramente estas bacterias provienen de las aguas residuales sin tratar, de origen municipal y pecuario, que son vertidas en el meandro cuyo sedimento representa un reservorio de estos microorganismos en su interface con el agua (Rivera *et al.*, 2007). Estos microorganismos, que están asociados con patógenos, pueden resuspenderse del sedimento hacia el afluente y representan riesgos sanitarios para la fauna, flora y para los habitantes de la región. Además, factores como el contenido de MO y desechos vertidos al meandro son propicios para que proliferen los microorganismos.

Cantidad de metales pesados

A falta de normatividad mexicana en materia de sedimentos, las concentraciones de los metales analizados (Tabla 5) se compararon con los criterios que establece la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Semarnat, 2004) para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados con metales y con los criterios de protección de sedimentos de agua fresca, nivel de

efecto severo y nivel de efecto bajo (SEL y LEL, por sus siglas en inglés), señalado por la NOAA (Buchman, 2008). Con respecto a la norma oficial mexicana, las concentraciones de metales obtenidas están por debajo de las concentraciones de referencia total, considerando un uso de suelo agrícola/residencial/comercial. Cabe señalar que estos límites que señala la norma mexicana son mucho más laxos que los que propone la guía de calidad de sedimentos de la NOAA. De acuerdo con estos últimos, el sitio 5 fue el que tuvo más concentración de metales (Cr, Cu, Ni y Zn) por arriba del nivel de efecto bajo (LEL). Este es el único lugar, de todos los estudiados, que es netamente urbano y donde se concentra la mayor población de los dos municipios asentados. El siguiente sitio es el 2, con concentraciones de Zn, Cu y Cr que superan el LEL, además de ser el único sitio que mostró cantidades significativas de Cd. En este sitio hay actividad urbana a un lado de la ribera y actividad agrícola del otro lado, por lo que una parte del Cd podría provenir de los fertilizantes fosfatados (Márquez *et al.*, 2012). Durante el muestreo se observó un desagüe de aguas negras justo a un lado de un colector, lo que probablemente refuerza el aumento en la concentración de metales.

Tabla 5. Concentración de metales totales en sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo.

Elemento mg/Kg	Sitio de muestreo*							CR _T NOM 147**	LEL/SEL NOAA***
	1	2	3	4	5	6	7		
Cd	< 4 ^a	5.9 ± 3.4 ^b	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	37	0.6/10
Cr	87.2 ± 14.3 ^{ab}	101.5 ± 13.5 ^a	101.1 ± 12.9 ^a	101.3 ± 15.1 ^a	82.1 ± 11.6 ^{ab}	71.6 ± 13.6 ^b	67.7 ± 14.6 ^b	280	26/110
Cu	28.7 ± 8.1 ^{de}	58.8 ± 8.4 ^b	14.8 ± 2.7 ^f	27.2 ± 7.9 ^{ef}	81.3 ± 6.4 ^a	41.3 ± 7.9 ^{cd}	51.5 ± 8.2 ^{bc}	-	16/110
Fe (%)	3.9 ± 0.03 ^b	3.3 ± 0.03 ^e	3.1 ± 0.03 ^f	4.2 ± 0.03 ^a	3.5 ± 0.02 ^d	3.5 ± 0.03 ^c	3.9 ± 0.03 ^b	-	2/4
Ni	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	< 4 ^a	21.1 ± 10.4 ^b	< 4 ^a	< 4 ^a	1 600	16/75
Pb	17.3 ± 3.5 ^b	15.8 ± 3.3 ^b	< 4 ^c	13.2 ± 3.3 ^b	29.7 ± 2.6 ^b	26.5 ± 3.6 ^b	< 4 ^c	400	31/250
Zn	147.5 ± 7.4 ^e	236.2 ± 8.6 ^b	76.3 ± 5.2 ^g	96.8 ± 6.3 ^f	272.1 ± 6.6 ^a	179.1 ± 7.8 ^d	206.9 ± 7.4 ^c	-	120/820

*Se muestra el resultado del promedio de la concentración ± la desviación estándar realizada por duplicado. Letras diferentes por fila indican que son sitios con diferencias significativas ($p < 0.5$)

**Límites de referencia total (CR_T) para suelos de uso agrícola-residencial de la norma oficial mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (Semarnat, 2004)

***Guía de calidad de sedimentos adoptada por la NOAA para sedimentos de agua fresca. Nivel de efecto más bajo (LEL), nivel de efecto severo (SEL) (Buchman, 2008).
CR_T: concentraciones de referencias totales

En todos los sitios, exceptuando el sitio 3, el Cu y el Zn superaron el LEL, pero no exceden el nivel de efecto severo (SEL). Estos metales se pueden presentar en niveles significativos de manera natural en ambientes acuáticos o provenir de fertilizantes, fungicidas y lixiviados de basura, y en el caso del Zn, de las deyecciones de animales y humanos (Moreno, 2003). La alta correlación que existe entre ellos ($r = 0.96$) y con la MO ($r = 0.86$ para Cu y $r = 0.88$ para Zn) sugiere que provienen de la misma fuente, la cual probablemente sea las aguas residuales arrojadas al río de granjas porcícolas, principal actividad del área de estudio, ya que

se ha reportado que contienen Cu (1.68 ppm) y Zn (43 ppm). Desde la década de 1990 se había reportado que el Cu, usado como promotor de crecimiento de cerdos, y el Zn, utilizado para prevenir enterotoxemia por *E. coli.*, estaban enriquecidos en los sedimentos del meandro. En otras áreas del río Lerma, como Salamanca, Ibarra y Laja, cuya actividad industrial aporta más cantidad de estos metales, los sedimentos no retienen tanto estos elementos como sí lo hacen los sedimentos de La Piedad (Hansen *et al.*, 1995; Pérez, 2006). Las concentraciones de Cu y Zn fueron más altas en el estudio realizado en 2016 por Villalobos-Castañeda *et al.* (2016), por lo que es posible que estos metales se estén reincorporando a la columna de agua, tal como tales autores ya lo habían sugerido en ese entonces. En sedimentos de otros ríos con condiciones similares al río Lerma, como el río San Pedro (Guzmán-Colis *et al.*, 2011), cuenca del Grijalva (Laino-Guanes *et al.*, 2015) y del río Orinoco (Márquez *et al.*, 2012), se reportaron menos cantidades de Cu (0.93-17.64 mg/kg) y Zn (42.56-181.45 mg/kg) que la encontradas en la presente investigación, aunque en ríos de Kosovo, la cantidad de Cu fue superior a 100 mg/kg (Gashi, Franciskovic-Bilinski, & Bilinski, 2009).

La cantidad de Cr (67-101 mg/kg) superó el LEL en todos los sitios. Este metal puede provenir principalmente de la curtiduría de pieles y la refinación de petróleo, entre otras fuentes industriales establecidas en Salamanca, ciudad situada 100 km río arriba del área de estudio. No obstante, se ha reportado que el Cr precipita y sedimenta rápidamente debido a su baja movilidad, que es independiente de las condiciones de acidez y redox (Hansen *et al.*, 1995), por lo que el Cr puede provenir de la poca industria y aguas municipales locales, que se va precipitando y sedimentando gracias a esto mismo, y a la barrera que genera *Eichornia*

crassipes presente a lo largo del meandro, presente incluso en los meses de sequía gracias a que el meandro sigue recibiendo las aguas residuales municipales sin tratar permitiendo la supervivencia de esta planta. Sin embargo, es más probable que el Cr pueda tener un origen geogénico debido a que su distribución en el meandro es homogénea, por lo que no se logró asociar con alguna fuente antrópica. Las concentraciones de Cr son preocupantes, ya que están muy cercanas al SEL, y son más altas que las encontradas en sedimentos de otros ríos que no superan los 89 mg/kg (Guzmán-Colis *et al.*, 2011; Laino-Guanes *et al.*, 2015; Márquez *et al.*, 2012).

La concentración de Ni (21 mg/kg) solo superó el LEL en el sitio 5; previamente se había reportado que industrias de Querétaro, Salamanca y León aportan al río Lerma altas cantidades de este metal, sin embargo, su movilidad es baja considerando las condiciones ligeramente alcalinas del río, por lo que seguramente el sedimento se está enriqueciendo con este metal a partir de desechos locales provenientes de la zona urbana y que son arrojados al río, como pilas, electrodoméstico, y el transporte de productos líquidos de las zonas urbanas al río, como aceites, pinturas y lubricantes (Hansen *et al.*, 1995). Sin embargo, también habría que considerar otra fuente que además tenga alto contenido de mesófilos dada su alta correlación significativa ($r = 0.97$). En general, la cantidad de Ni es mucho menor que la encontrada en otros sedimentos (Márquez *et al.*, 2012).

La cantidad de Pb de todos los sitios estuvo abajo del LEL y aunque se ha relacionado su procedencia con fuentes naturales (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016), los niveles más altos se localizaron en las áreas urbanas, por lo que la contribución puede ser también a través de fuentes

antrópicas. En ríos con aportaciones urbanas, como el río San Pedro, las concentraciones de Pb fueron de hasta 126 mg/kg (Guzmán-Colis *et al.*, 2011).

En los últimos 30 años se han evaluado las concentraciones de metales pesados en sedimentos de diferentes partes del río Lerma desde su nacimiento, curso alto del río y curso medio hasta su desembocadura, por lo que es posible comparar esos resultados con los obtenidos en el meandro. Los sedimentos cercanos al nacimiento del río contienen concentraciones de metales pesados mucho más bajas que las encontradas en el meandro, no así en los sedimentos que se muestrearon 20 km más adelante, donde se sitúa la zona industrial de Lerma y Toluca, cuyas concentraciones de Cu, Zn, Cr y Pb en 1999 (Ávila-Pérez, Balcázar, Zarazúa-Ortega, Quintal, & Díaz-Delgado, 1999) y 2006 (Tejeda *et al.*, 2006) eran cuatro veces más altas que las identificadas en el meandro, aunque en estudios más recientes se observaron cantidades superiores, llegando a valores hasta 10 veces por encima del LEL para Cr (105-421 mg/kg), Pb (147-312 mg/kg) y Ni (564-1 559 mg/kg), en donde además se ha reportado la presencia de *Eichornia crassipes* en el lecho del río, lo que favorece la sedimentación de los mismos (Zarazúa *et al.*, 2011; Hernández-Mendoza *et al.*, 2018). Lo anterior es consecuencia de las descargas de aguas residuales de 30 ciudades mucho más pobladas que las que se encuentran el meandro, como son Toluca, Lerma y San Mateo Atenco, así como de las descargas de zonas industriales y plantas de tratamiento. Más adelante, aproximadamente 10 km (Villa Cuauhtémoc) y hasta la presa Alzate, las concentraciones de metales pesados son menores posiblemente debido a la dilución por los aportes de afluentes

naturales que se van incorporando (Ávila-Pérez *et al.*, 1999; Tejeda *et al.*, 2006; Zarazúa *et al.*, 2011).

Siguiendo el curso del río Lerma se ha reportado que los sedimentos de Laja y Salamanca, sitios localizados río arriba del área de estudio, estuvieron más enriquecidos con Cd, Zn, Pb y Cu (Hansen *et al.*, 1995) que lo observado en el meandro. Esto es relevante porque en ciertas condiciones esos metales podrían migrar libremente al área de estudio si el dren de alivio no lo impidiera.

En un estudio realizado en 2009 en tres (sitios 2, 5 y 6) de los siete sitios evaluados en el presente estudio (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016), las concentraciones de Cu, Cr, Ni, y Zn, así como el Pb (este último solo para el sitio 5) superaron el LEL (Tabla 6). Tales concentraciones, a excepción del Cr, fueron mayores que las encontradas en esta investigación. Lo anterior sugiere movilidad de dichos metales en los sedimentos y la columna de agua, por supuesto cuando esta última está presente.

Tabla 6. Metales pesados en 2009 y 2018 para sedimentos del río Lerma.

Elemento (mg/kg)	Sitio de muestreo						LEL/SEL NOAA***
	2		5		6		
	2009*	2018**	2009*	2018**	2009*	2018**	
Cr	73.0	101.5	70.0	82.0	59.0	71.0	26/110
Cu	52.0	58.8	138.0	81.0	66.0	41.0	16/110
Ni	28.0	< 4	32.0	21.0	32.0	< 4	16/75
Pb	22.0	15.8	50.0	29.0	41.0	26.5	31/250
Zn	217.0	236.0	497.0	272.0	246.0	179.0	120/820

*Se muestran los datos reportados para febrero de 2009 (Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016)

**Datos reportados en el presente estudio

***Guía de calidad de sedimentos adoptada por la NOAA. Niveles de efecto más bajo (LEL) para sedimentos de agua fresca, niveles de efecto severo (SEL) (Buchman, 2008)

En los sitios Ibarra y el lago de Chapala, en la parte final del río Lerma, solo se observó enriquecimiento para Zn y Cu en 1995 (Hansen *et al.*, 1995), aunque en 2016, a diferencia del meandro, se encontró más Pb, Ni y Fe, pero menos Mn, Cu y Zn y concentraciones similares de Cr de acuerdo con Badillo-Camacho *et al.* (2016). Estos autores establecieron que los metales pesados, sobre todo los que provienen de actividades antrópicas, y que se concentran en la fracción intercambiable y en los carbonatos de los sedimentos, se movilizan o sedimentan dependiendo de las contribuciones de cada sitio; así, las aguas residuales sin tratar que son vertidas por los asentamientos cercanos en la periferia del lago de Chapala contribuyeron para incrementar las cantidades de Pb y Cr.

Los factores de enriquecimiento (FE) calculados para cada metal y sitio (Tabla 7) indican que el Cd es el único metal que mostró un alto FE (10.8), aunque solo para el sitio 2 probablemente ese metal provenga de los fertilizantes que se utilizan en esa área agrícola. En 1995 se reportó un FE mucho menor para este metal (2); tal situación debe monitorearse de cerca, dado que el Cd a pH neutros y alcalinos presenta alta movilidad, por lo que puede migrar al agua y representar una fuente de envenenamiento (Hansen *et al.*, 1995). El Zn ha mantenido un FE moderado con un valor de 7 en el estudio de 1995, y valores de 1.8 a 6.5 tanto en 2009 como en el presente estudio. El FE del Cr se ha mantenido en valores alrededor de 4; aunque es moderado el enriquecimiento, la acumulación con respecto al tiempo es evidente, como ya se comentó líneas arriba. El Cu se había reportado con un FE (20) altamente enriquecido en 1995; sin embargo, en 2009 y ahora mostró valores mucho más bajos (0.3-1.8). Algo similar sucedió con el Pb, que pasó de un FE de 5.7 en 1995 a valores menores a 2 en 2009 y en este estudio, por lo que prácticamente no hay enriquecimiento del sedimento con este metal. Por su parte, el FE del Ni se ha mantenido en el mismo rango (0.9-3), por lo que se considera no enriquecido (Hansen *et al.*, 1995; Villalobos-Castañeda *et al.*, 2016). El sitio 5 es el lugar donde todos los elementos, excepto el Cd, tienen un factor de enriquecimiento de moderado a grave, lo cual es consistente con los valores de las concentraciones encontradas, por lo que se puede atribuir el aporte a las actividades antrópicas de la zona urbana. Además, la presencia de *Eichornia crassipes* puede actuar como barrera física y favorecer la sedimentación de los mismos (Zarazúa *et al.*, 2011).

Tabla 7. Factores de enriquecimiento de los metales en sedimentos del meandro del río Lerma.

Elemento	Factor de enriquecimiento por sitio						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Cd</i>	-	10.8	-	-	-	-	-
<i>Cr</i>	3.7	4.3	4.3	4.3	3.5	3	2.9
<i>Cu</i>	0.6	1.3	0.3	0.6	1.8	0.9	1.1
<i>Ni</i>	-	-	-	-	1.2	-	-
<i>Pb</i>	0.6	0.5	-	0.4	1.0	0.9	-
<i>Zn</i>	3.5	5.7	1.8	2.3	6.5	4.3	5.0

Partículas microscópicas del sedimento

La mayor parte de las partículas, observadas mediante MEB, en todos los sitios contenían Fe y Al (20 %), o Fe y Ti (21 %) (Figura 2g), siendo estos resultados similares a los reportados en sedimentos del curso alto del río Lerma (Zarazúa *et al.*, 2011). En menor proporción (11 %) se encontraron partículas ortogonales compuestas de Fe y S (Figura 2f) en los sitios 2, 4, 5 y 7, las cuales se han asociado con procesos bacterianos anaeróbicos propiciados por el alto contenido de materia orgánica que promueve la precipitación de compuestos de FeS (Tejeda *et al.*, 2006), aunque también pueden ser producidos por fitoplancton o plantas acuáticas (Zarazúa *et al.*, 2011). En la mayoría de los sitios, a excepción de los sitios 2 y 5, se observaron restos de organismos de plancton (Figura 2c) que son característicos en cuerpos de agua con vida acuática; no obstante, también se identificaron partículas que tenían Ba, Cr, Zr, Mn (Figura 2a, b, d, h) y otros metales en su composición probablemente

provenientes de las descargas residuales (Tejeda *et al.*, 2006). Además, había partículas que contenían P y Ca (Figura 2e) en los sitios 5, 6 y 7, las cuales son propias de la forma inorgánica del P (Zarazúa *et al.*, 2011).

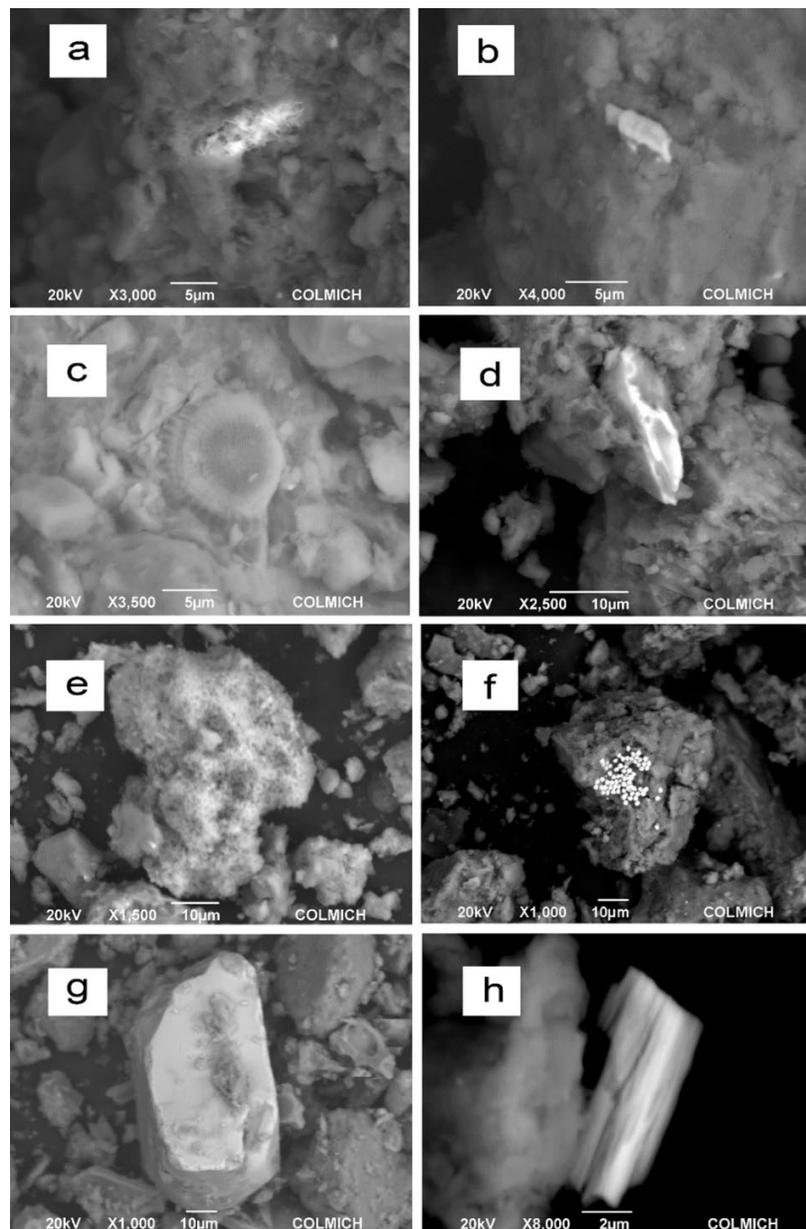


Figura 2. a) Partícula compuesta por O, C, Si y Ba del sitio 1; b) partícula compuesta por O, Fe, C, Si y Cr del sitio 2; c) partícula de plancton del sitio 3; d) partícula con O, Si, Zr del sitio 4; e) partícula compuesta con O, C, Ca y P del sitio 5; f) partículas compuestas con O, C, S y Fe del sitio 5; g) partícula compuesta con O, Fe y Ti del sitio 6; h) partícula con O, C, Mn del sitio 7.

Por otro lado, dada la importancia de la interacción sedimento-agua, se correlacionaron las concentraciones de metales pesados totales en agua reportados por Conagua (2018) con los del sedimento. Aunque las concentraciones en agua del Cr (sitio 3 = 0.0107 mg/l; sitio 4 = 0.0136 mg/l, y sitio 6 = 0.0082 mg/l) y el Pb (sitio 3 = 0.013 mg/l; sitio 4 = 0.0136 mg/l; sitio 6 = 0.0023 mg/l) evaluados en enero, marzo y abril de 2018 no superaran los valores de referencia indicados en la norma oficial mexicana para la vida acuática (Semarnat, 1996), presentaron una correlación significativa con las concentraciones encontradas en los sedimentos ($r = 0.847$ para Cr y $r = 0.905$ para Pb), lo cual sugiere que estos metales podrían estar pasando del sedimento al agua o viceversa; en cualquier caso, su presencia representa un riesgo tanto para la vida acuática como para las personas dado que el agua del río se utiliza para regar cultivos situados en las laderas del mismo. Como ya se discutió líneas arriba, al parecer solo el Cr se ha incrementado constantemente en el sedimento y puede deberse a la gran afinidad que tiene con óxidos de Fe. Esto último se evidenció con la caracterización de partículas donde el Cr se encontró junto con O y Fe (Figura 2b) a diferencia de Zarazúa *et al.* (2011), quienes encontraron al Cr asociado con partículas de acero.

Análisis de componentes principales de los sedimentos del meandro

En el análisis de componentes principales (ACP) se observa cómo se correlacionan los parámetros individuales con cada sitio (Figura 3). El primer componente principal es definido principalmente por el % de arena, pH, CF, y Zn; el segundo componente principal, por la

temperatura, los mesófilos, Ni y Cu. Un primer grupo lo componen los sitios 1, 7, 3 y 4. Los dos primeros sitios están situados al inicio y al final del meandro, donde se encuentran las compuertas del dren, las cuales son abiertas a discreción de los concesionarios del agua. Mientras que en el sitio 3 converge el arroyo Zináparo y en el sitio 4 existe un dique perteneciente a la Hacienda La Quinta de Guadalupe. Estos sitios presentaron bajas concentraciones de microorganismos y metales pesados, con excepción del Cr; es decir, son los sitios menos contaminados y seguramente se debe a que hay pocos asentamientos humanos, tienen mayor hidrodinámica e incluso hay contribución de afluentes que diluyen los contaminantes. Por otro lado, sin agrupación están los sitios 2, 5 y 6, es decir, los sitios más contaminados. El sitio 2 se caracterizó por la presencia de Cd, mientras que los sitios 5 y 6 presentaron tanto contaminantes microbiológicos como de metales pesados. Estos últimos sitios están situados en la parte media del meandro, donde se concentran las principales urbes de la zona de estudio. Lo anterior sugiere que los contaminantes no provienen del agua del cauce natural del río Lerma, que eventualmente ingresa cuando las compuertas son abiertas (cerca de los sitios 1 y 7), sino que son probablemente generados, vertidos y sedimentados en el mismo lugar.

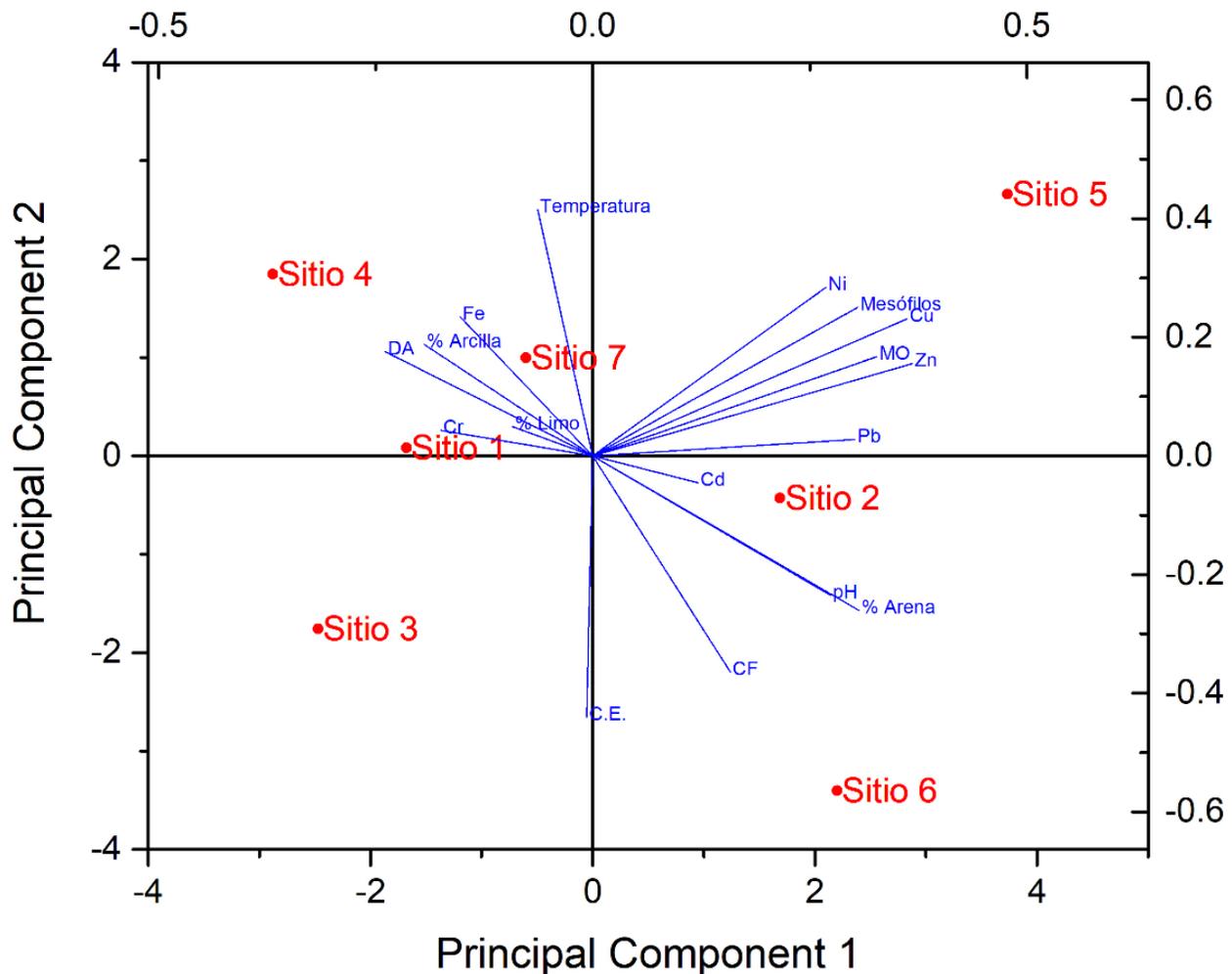


Figura 3. Análisis de componentes principales (PCA) de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo.

En general, la cantidad de contaminantes en los sedimentos no ha llegado a cifras alarmantes, sin embargo, es necesario evitar que todos los componentes del meandro se sigan enriqueciendo con sustancias tóxicas.

Conclusiones

Los sedimentos del meandro La Piedad-Pénjamo, un cauce aislado, tuvieron un pH neutro, con una CE que indica apropiada salinidad para este tipo de cuerpos de agua. Aunque su textura es franco-arenosa, presenta importantes cantidades de limo y arcilla, que junto con la moderada cantidad de MO podrían servir de reservorio para contaminantes. De acuerdo con el factor de enriquecimiento, los sedimentos del meandro estuvieron moderadamente enriquecidos con Zn, Cr y Cu, los cuales superaron el nivel de efecto mínimo en casi todos los sitios, pero no superaron el nivel de efecto severo de acuerdo con los criterios de la NOAA. Los sitios 5, 6 y 2, en cuya ribera se asientan las principales urbes del área, son lo que presentaron valores de concentraciones más altas, entre los criterios de nivel de efecto más bajo y severo, lo que sugiere que los contaminantes son generados por las actividades antrópicas locales, siendo las principales fuentes las aguas residuales urbanas e industriales vertidas al meandro sin tratamiento, los desechos de la porcicultura y la basura urbana.

En general, los sedimentos del meandro se encuentran moderadamente contaminados, siendo la MO, los CF y la cantidad de Cr, Zn y Cu, los parámetros más significativos tanto por su concentración como por su potencial efecto negativo al ambiente y a la salud. El hecho de encontrar partículas microscópicas de plancton indica que se sigue desarrollando la vida acuática; sin embargo, se encontró lirio acuático cubriendo varias áreas del meandro, lo cual es evidencia de eutroficación. Es necesario disminuir las fuentes de contaminación para evitar que los sedimentos se sigan enriqueciendo con contaminantes tóxicos, así como

establecer estrategias focalizadas de remoción de estos ante la posibilidad de que puedan resuspenderse en la columna de agua. Adicionalmente, establecer acuerdos municipales para que el meandro solo sea alimentado con agua limpia de los afluentes naturales de la microcuenca, o con agua tratada, siempre y cuando esta cumpla con los parámetros de calidad. Por todo lo anterior, parece viable la recuperación y el mantenimiento del meandro como un cuerpo de agua aislado del cauce original para que, en lugar de representar un foco de infección, sea visualizado como un patrimonio natural vivo y un espacio con potencial sociocultural para la población del núcleo metropolitano asentado en sus laterales.

Agradecimientos

Los autores agradecen ampliamente a Luis Rojas y a Olimpia Alonso por el apoyo técnico proporcionado, así como a Esteban Sánchez por los análisis e imágenes obtenidas en el MEB.

Referencias

- ASTM, American Society for Testing and Materials. (2000). *Standard Practice for Oxidation-Reduction Potential of Water* (D-1498-00). West Conshohocken, PA, United States of America: American Society for Testing and Materials.
- Aguirre, J. A. (2019). Morfología de La Piedad Michoacán, 1699-1901 estudio urbano, arqueológico e histórico. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 129-158). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.

- Alberto-Villavicencio, A. (2019). El medio ambiente como patrimonio natural y apropiación cultural, una mirada desde el paisaje. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 43-73). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.
- Ávila-Pérez, P., Balcázar, M., Zarazúa-Ortega, G., Quintal, I. D. B., & Díaz-Delgado, C. (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *Science of the Total Environment*, 234(1-3), 185-196. DOI: 10.1016/s0048-9697(99)00258-2
- Ayala-Ortiz, D. A., & Abarca-Guzmán, F. (2014). Disposición a pagar por la restauración ambiental del río Lerma en la zona metropolitana de La Piedad, Michoacán. *Economía, Sociedad y Territorio*, 14(46), 4-9. DOI: 10.22136/est002014396
- Badillo-Camacho, J., Murillo-Delgado, J. O., Barcelo-Quintal, I. D., & Zarate, P. (2016). Heavy metals speciation in sediments of a mexican tropical lake. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 15(2), 565-573. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/620/62046829022.pdf>
- Barrera-Escorcia, G., Fernández-Rendón, C. L., Wong-Chang, I., & Ramírez-Romero, P. (2013). La sensibilidad del grupo coliforme como indicador de la presencia de enterobacterias patógena en cuatro cuerpos acuáticos de México. *Hidrobiológica*, 23(1), 87-96. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v23n1/v23n1a9.pdf>

- Buchman, M. F. (2008). *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Screening Quick Reference Tables (Report 08-1)*. Seattle, USA: Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. Recuperado de <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., & Tejeda, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1), 117-126. DOI: 10.20937/RICA.2018.34.01.10
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Portal de Sistemas de Información del Agua*. Recuperado de <https://files.conagua.gob.mx/aguasnacionales/RESULTADOS-MICHOAC%C3%81N%20DE%20OCAMPO.xlsb>
- Cornelissen, G., Van Noort, P. C. M., Parsons, J. R., & Govers, H. A. J. (1997). Temperature dependence of slow adsorption and desorption kinetics of organic compounds in sediments. *Environmental Science and Technology*, 31(2), 454-460. DOI: 10.1021/es960300
- García-Aragón, J. A., Díaz-Delgado, C., & Morales-Reyes, P. (2003). Concentración de metales en sedimento y su relación con los patrones de deposición en la presa José Antonio Alzate, Estado de México. *Ingeniería hidráulica en México*, 18(4), 59-71. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/941>

- García-Sánchez, M. A. (2019). El patrimonio arqueológico, histórico y natural de La Piedad. Diagnóstico y problemática. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 337-375). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.
- Gashi, F., Franciskovic-Bilinski, S., & Bilinski, H. (2009). Analysis of sediments of the four main rivers (Drini i Bardhë, Morova e Bincës, Lepenc and Sitnica) in Kosovo. *Frenesius Enviroment Bulletin*, 18(8), 1462-1471. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/259214975_Analysis_of_sediments_of_the_four_main_rivers_drini_i_bardhe_Morava_e_bincnes_Lepenc_and_sitnica_in_Kosovo
- Guzmán-Colis, G., Ramírez-López, E. M., Thalasso, F., Narciso-Rodríguez, S., Guerrero-Barrera, A. L., & Avelar-González, F. J. (2011). Evaluación de contaminantes en agua y sedimentos del río San Pedro en el estado de Aguascalientes. *Universidad y Ciencia*, 27(1), 17-32. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=15419871002>
- Hansen, A. M., León, A., & Bravo, L. (1995). Fuentes de contaminación y enriquecimiento de metales en sedimentos de la cuenca Lerma-Chapala. *Ingeniería Hidráulica en México*, 10(3), 55-69. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/733>
- Hernández-Mendoza, H., Ríos-Lugo, M. J., Romero-Guzmán, E. T., Reyes-Gutiérrez, L. R., & Ketterer, M. E. (2018). Heavy metal monitoring in sediments from Lerma River in West-Central Mexico. *American Journal of Analytical Chemistry*, 9(02), 77-87. DOI: 10.4236/ajac.2018.92007

- Herrera-Nuñez, J., Rodríguez-Corrales, J., Coto-Campos, J., Salgado-Silva, V., & Borbón-Alpizar, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, 26(1), 27-36. DOI: 10.18845/tm.v26i1.1119
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2009). *Estrategia general para el rescate ambiental y sustentabilidad de la cuenca Lerma-Chapala* (Informe final). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del agua. Recuperado de http://atl.org.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=1964:estrategia-general-para-el-rescate-ambiental-y-sustentabilidad-de-la-cuenca-lerma-chapala&catid=154:publicaciones-semarnat&Itemid=810
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Juárez, P., De-la-Fuente, J. L., & Vaca-Paulín, R. (2005). Determinación de factores de enriquecimiento y geoacumulación de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en suelos de la cuenca alta del río Lerma. *Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 12(2), 155-161. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/104/10412207.pdf>

- Laino-Guanes, R., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentraciones de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 61-74. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/1179>
- López-Hernandez, M., Ramos-Espinosa, M. G., & Carranza-Fraser, J. (2007). Análisis multimétrico para evaluar la contaminación en el río Lerma y lago de Chapala. *Hidrobiológica*, 17(1 suplemento), 17-30. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972007000400003&script=sci_abstract
- Márquez, A., García, O., Senior, W., Martínez, G., & González, A. (2012). Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales del Orinoco Medio, Venezuela. *Ciencia*, 20(1), 60-73. Recuperado de <https://produccioncientificaluz.org/index.php/ciencia/article/view/10038>
- Moreno, M. D. (2003). *Toxicología ambiental: evaluación del riesgo para la salud humana* (p. 87). Barcelona, España: McGraw Hill.
- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). *Escherichia coli* and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(12), 1067-1110. DOI: 10.1080/10643380903392718

- Pérez, R. (2006). *Granjas porcinas y medio ambiente. Contaminación del agua en La Piedad, Michoacán*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Económicas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, Plaza y Valdés, S.A. de C.V.
- Rivera, V. R., Palacios, V. O. L., Chávez, M. J., Belmont, M. A., Nikolski-Gravilov, I., De-la-Isla-de-Bauer, M. L., & Carrillo, G. R. (2007). Contaminación por coliformes y helmintos en ríos Texcoco, Chapingo y San Bernardino tributarios de la parte oriental de la cuenca del Valle de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23, 69-77. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992007000200003
- Robador, A., Müller, A. L., Sawicka, J. E., Berry, D., Hubert, C. R. J., Loy, A., Jorgensen, B. B., & Brüchert, V. (2016). Activity and community structures of sulfate-reducing microorganisms in polar, temperate and tropical marine sediments. *The ISME Journal*, 10, 796-809. DOI: 10.1038/ismej.2015.157
- Rueda, R. A., Pérez, R. M., Martínez, M., García, E., García, S., Guerrero, H., & Zubieta, T. (2011). *Saneamiento del cauce natural (meandro) del río Lerma e integración del mismo a la dinámica urbana de La Piedad, Michoacán-Santa Ana Pacueco, Guanajuato* (Proyecto FOMIX-Conacyt 73881). Morelia, México: Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1996). *NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2000). *NOM-021-SEMARNAT-2000, Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2004). *NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, Establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Silliman, S. E., Ramirez, J., & McCabe, R. L. (1995). Quantifying down flow through creek sediments using temperature time series: one-dimensional solution incorporating measured surface temperature. *Journal of Hydrology*, 167, 99-119. DOI: 10.1016/0022-1694(94)02613-G

SSA, Secretaría de Salud y Asistencia. (1994a). *NOM-110-SSA1-1994, Preparación y dilución de muestras de alimentos para su análisis microbiológico*. Ciudad de México, México: Secretaría de Salud y Asistencia.

SSA, Secretaría de Salud y Asistencia. (1994b). *NOM-112-SSA1-1994, Determinación de bacterias coliformes*. Ciudad de México, México: Secretaría de Salud y Asistencia.

Tejeda, S., Zarazúa-Ortega, G., Ávila-Pérez, P., García-Mejía, A., Carapia-Morales, L., & Díaz, C. (2006). Major and trace elements in sediments of upper course of Lerma River. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 270(1), 9-14. DOI: 10.1007/s10967-006-0342-z

Téllez, C. (2019). Participación social y transición hacia un mejor gobierno. En: Téllez, C. (ed.). *Estudios Michoacanos XV. Temas selectos de La Piedad* (pp. 377-402). Zamora, México: El Colegio de Michoacán.

USDA, United States Department of Agriculture. (1999). *Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo*. Washington, DC, USA: Natural Resources Conservation Service.

Vela, C. G., Vázquez, M. E., Rodríguez, G. L., & Domínguez, R. V. (2007). Caracterización edáfica de sitios con regeneración natural de *Pinus montezumae* Lamb en el volcán La Malinche, México. *Agrociencia*, 41, 371-383. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1405-31952007000400371&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Villalobos-Castañeda, B., Cortés-Martínez, R., Segovia, N., Buenrostro-Delgado, O., Morton-Bermea, O., & Alfaro-Cuevas-Villanueva, R. (2016). Distribution and enrichment of trace metals and arsenic at the upper layer of sediments from Lerma River in La Piedad, Mexico: case history. *Environmental Earth Sciences*, 75, 1490(2016). DOI: 10.1007/s12665-016-6251-8

Zarazúa, G., Tejeda, S., Ávila-Pérez, P., Carapia, L., Carreño, C., & Balcázar, M. (2011). Metal content and elemental composition of particles in cohesive sediments of the Lerma River, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(3), 181-190. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992011000300003