

## Cuantificación de metales en sedimentos superficiales de la bahía interior, lago Titicaca-Perú

### Quantification of metals in surface sediments of the interior bay, Titicaca - Peru lake

Edmundo Moreno Terrazas<sup>1</sup>, George Argota Pérez<sup>2</sup>, René Alfaro Tapia<sup>1</sup>, Martha Aparicio Saavedra<sup>1</sup>,  
Sabino Atencio Limachi<sup>1</sup>, Gilmar Goyzueta Camacho<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno Perú; <sup>2</sup> Centro de investigaciones avanzadas y formación superior en educación, salud y medio ambiente - AMTAWI, Puno Perú. <sup>1</sup> Autor para correspondencia [gmorenot51@gmail.com](mailto:gmorenot51@gmail.com)

#### ARTÍCULO ORIGINAL

##### INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Recibido 18-09-2017  
Aceptado 24-12-2017  
On line: 08-01-2018

##### PALABRAS CLAVES:

matriz abiótica sedimentaria,  
metales,  
toxicidad,  
ecosistema acuático,  
lago

#### RESUMEN

En ecosistemas acuáticos, los sedimentos son reservorios de metales pesados cuando sus aguas se encuentran expuestas. El propósito del estudio fue cuantificar metales en sedimentos superficiales de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca-Perú. De enero a noviembre del 2016 fueron analizadas las concentraciones de Cu, Zn, Pb, Cd, As y Hg en los sedimentos superficiales de seis estaciones de muestreo ambiental seleccionadas mediante un muestreo no probabilístico por conveniencia. Los metales se analizaron por digestión ácida donde su cuantificación fue mediante espectrometría de plasma inductivamente acoplado con vista axial (ICP-AES). Al comparar los resultados con la norma ambiental seleccionada (Interim Sediment Quality Guidelin, Canadá), todos los elementos presentaron concentraciones en los rangos recomendados, aunque existió entre las estaciones, diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ). El As y Hg, presentaron similitudes en sus valores ( $0,0001 \text{ mg.L}^{-1}$ ) entre las estaciones. Se concluyó que, los sedimentos superficiales de la bahía interior de Puno, no representan riesgo por exposición a metales totales, ya que sus concentraciones se encontraron en el rango de los valores permisibles.

#### ORIGINAL ARTICLE

##### ARTICLE INFORMATION

Received 18-09-2017  
Accepted 24-12-2017  
On line: 08-01-2018

##### KEY WORDS:

abiotic matrix sedimentary,  
metals,  
toxicity,  
aquatic ecosystem,  
lake

#### ABSTRACT

In aquatic ecosystems, sediments are reservoirs of heavy metals when their waters are exposed. The purpose of the study was to quantify metals in surface sediments of the interior bay of Puno, Lake Titicaca, Peru. From January to November 2016 of Cu, Zn, Pb, Cd, As and Hg concentrations were analyzed in the surface sediments of six selected environmental sampling stations by non-probabilistic sampling for convenience. The metals were analyzed by acid digestion where their quantification was by inductively coupled plasma spectrometry with axial view (ICP-AES). When comparing the results with the selected environmental standard, all the elements had concentrations in the recommended ranges, although statistically significant differences existed between the stations ( $p < 0,05$ ). The As and Hg, presented similarities in their values ( $0,0001 \text{ mg.L}^{-1}$ ) between the stations. As and Hg, presented similarities in their values between the stations. It was concluded that, the surface sediments of the inner bay of Puno do not present risk due to exposure to total metals, since their concentrations were in the range of allowable values.

## INTRODUCCIÓN

La bahía interior de Puno es un área restringida de 16.0 km<sup>2</sup> aproximadamente; y representa, una de las zonas del Lago Titicaca con alto nivel de antropización (Beltrán et al., 2015) donde la exposición ambiental por algunos metales en sus aguas es permanente durante todo el año, pudiendo traer consecuencias negativas no solo para el ecosistema sino, a la salud humana que desarrollan determinadas actividades de beneficio comunitario como la pesca, la cual se desarrolla en este espacio geográfico (Moreno et al., 2017).

Los metales presentes en la bahía interior de Puno pueden movilizarse hacia los sedimentos debido a, las corrientes de agua y a su propio peso. Skalak et al., (2016) señalaron que, la variabilidad hidrogeológica puede contribuir a una redistribución de los sedimentos, así como un ciclo biogeoquímico alterado en la interfase agua-sedimento y donde Li & Cai (2015) indicaron que varios contaminantes, incluyendo los metales pesados pueden quedar retenidos.

La retención no necesariamente significa que sea permanente, ya que podrían re-suspender hacia la columna de agua ocasionando efectos a corto y largo plazo sobre la biodiversidad (Ghosh et al., 2011). En el caso de la toxicidad como una de las preocupaciones ambientales puede atribuirse a la biodisponibilidad del metal, aunque es un fenómeno complejo, pues múltiples factores influyen como el pH, contenido de carbono, dureza y alcalinidad del agua, oxígeno disuelto, niveles de sulfuros, carbonatos, óxidos Fe-Mn entre otros (Hou et al., 2013). Para evaluar la biodisponibilidad en sitios específicos o determinados del ecosistema (ejemplo; agua o sedimentos) se han desarrollado métodos y modelos químicos entre los que se encuentran la extracción secuencial, muestreadores pasivos, además, de modelos bióticos (Tessier, Campbell & Bisson, 1979; Niyogi & Wood, 2004; Davison & Zhang, 2012).

La tendencia de toda regulación ambiental está en la necesidad de desarrollar métodos para conocer la biodisponibilidad, ya que permiten evaluar el riesgo ecológico sobre los ecosistemas (Merrington et al., 2017). Sin embargo, no siempre existen condiciones analíticas para realizar especificaciones y por tanto, diversos estudios se basan en la determinación de contenidos totales (Väänänen et al., 2016).

El propósito del estudio fue cuantificar metales en sedimentos superficiales de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca-Perú.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Objeto de investigación y periodo de estudio

Como parte del proyecto de investigación "Evaluación ecotoxicológica de la carga contaminante y aplicación de un sistema de tratamiento mineral pasivo para aguas servidas que ingresan a la bahía interior de Puno, Lago Titicaca-Perú", se obtuvieron muestras de sedimentos superficiales que posteriormente fueron analizado por el Laboratorio Certificado de Minerales "Elio Trincado" de la Empresa Geominera Oriente en Santiago de Cuba-Cuba. El estudio se realizó durante enero y noviembre del 2016.

Población y muestra

Los sedimentos superficiales correspondieron a seis estaciones de la bahía interior de Puno (anexo 1), los cuales fueron georreferenciados (tabla 1).

**Tabla 1.** Ubicación georreferenciadas de las estaciones de muestreo

Estación	ubicación geográfica	profundidad (m)
E-01	70°00.200 / 15°49.211	3,8
E-02	15°51.073 / 69°59.729	1,8
E-03	15.51.033 / 69°59.729	4,5
E-04	15°50.432 / 69°59.774	5,4
E-05	15°30.707 / 70°00.708	30,5
E-06	15°51.016 / 60°57.642	17,9

La selección de las estaciones para la toma de los sedimentos fue mediante un muestreo no probabilístico por conveniencia o juicio (según la disponibilidad de recursos y tiempo de planificación para el proyecto) aplicando luego, el método teórico por comparación para la interpretación de los datos.

#### Determinación de metales en sedimentos

Para el muestreo de los sedimentos se utilizó una draga Ekman y luego, fueron conservados en bolsas de nylon para su secado a temperatura del ambiente. Seguidamente, fue pesado 2g de sedimento seco realizando una digestión ácida HCl:HNO<sub>3</sub> (Mir et al., 2016) y calentando las muestras a temperatura no mayor de 180°C hasta obtener sales húmedas. La cuantificación del Cu, Zn, Pb, Cd, As, Hg se realizó mediante espectrometría de absorción atómica por plasma inductivamente acoplado con vista axial (ICP-AES) según sus condiciones instrumentales (anexo 2).

Todos los análisis se realizaron por triplicado, a partir de muestras independientes donde los resultados fueron comparados con la norma ambiental internacional: Interim Sediment Quality Guideline, Canadá (ISQG, por sus siglas en inglés), debido a la inexistencia sobre una norma nacional referida a los límites máximos permisibles de metales en sedimentos.

Previamente, a la cuantificación sobre los metales se controló aquellas interferencias que resultaron significativas, pues conducen a resultados no veraces (anexo 3).

#### Análisis estadístico de los datos

Los datos obtenidos en la determinación de metales en sedimentos fueron analizados mediante el análisis de la varianza con tres réplicas para cada estación definiendo las fuentes de variación que resulten significativas. Se utilizó el software profesional Statgraphics Centurion XVI donde se consideró la prueba de contraste múltiple de rango mediante el Test de Bonferroni para comparar las mediciones analíticas en las estaciones. La prueba de normalidad de los datos se realizó, a través del Test de Kolmogorov –Smirnov de bondad de ajuste, considerándose significativos los datos con  $p < 0,05$ .

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tablas 2, 3, 4, 5 y 6 muestran las concentraciones totales de Cu, Zn, Pb, Cd, As y Hg en los sedimentos de las diferentes zonas de la bahía interior de Puno del lago Titicaca donde las concentraciones, no superaron los valores de referencia según la norma ambiental: ISQG.

**Tabla 2.** Resumen estadístico sobre los valores determinados del Cu en sedimentos ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ) de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca (Perú)

Estadígrafo	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Réplicas	3	3	3	3	3	3
Promedio	7,43	7,3866	6,51	7,6366	5,33	7,3666
Desviación Estándar	0,03	0,0251	0,0556	0,0251	0,0360	0,0404
Coefficiente de Variación (%)	0,4037	0,3406	0,8552	0,3295	0,6764	0,5486
Mínimo	7,4	7,36	6,46	7,61	5,29	7,33
Máximo	7,46	7,41	6,57	7,66	5,36	7,41
Rango	0,06	0,05	0,11	0,05	0,07	0,08
Sesgo Estandarizado	0,0	-0,4140	0,5530	-0,4140	-0,8146	0,5106
<b>Referencia</b>	<b>35,7</b>					

**Tabla 3.** Resumen estadístico sobre los valores determinados del Zn en sedimentos (mg.Kg<sup>-1</sup>) de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca (Perú)

Estadígrafo	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Réplicas	3	3	3	3	3	3
Promedio	8,28	8,3733	8,4633	8,5533	6,3533	9,19
Desviación Estándar	0,0360	0,0568	0,0208	0,0208	0,0602	0,0264
Coefficiente de Variación (%)	0,4354	0,6790	0,2459	0,2433	0,9487	0,2878
Mínimo	8,24	8,31	8,44	8,53	6,29	9,17
Máximo	8,31	8,42	8,48	8,57	6,41	9,22
Rango	0,07	0,11	0,04	0,04	0,12	0,05
Sesgo Estandarizado	-0,8146	-0,8525	-0,9145	-0,9145	-0,3476	1,030
<b>Referencia</b>	<b>123,0</b>					

**Tabla 4.** Resumen estadístico sobre los valores determinados del Pb en sedimentos (mg.Kg<sup>-1</sup>) de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca (Perú)

Estadígrafo	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Réplicas	3	3	3	3	3	3
Promedio	0,0406	0,0416	0,044	0,0583	0,0023	0,0493
Desviación Estándar	0,0015	0,0005	0,0017	0,0020	0,0005	0,0020
Coefficiente de Variación (%)	3,7562	1,3856	3,9364	3,5685	24,7436	4,2195
Mínimo	0,039	0,041	0,043	0,056	0,002	0,047
Máximo	0,042	0,042	0,046	0,06	0,003	0,051
Rango	0,003	0,001	0,003	0,004	0,001	0,004
Sesgo Estandarizado	-0,6613	-1,2247	1,2247	-0,9145	1,2247	-0,9145
<b>Referencia</b>	<b>35,0</b>					

**Tabla 5.** Resumen estadístico sobre los valores determinados del Cd en sedimentos (mg.Kg<sup>-1</sup>) de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca (Perú)

Estadígrafo	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Réplicas	3	3	3	3	3	3
Promedio	0,0383	0,053	0,051	0,0583	0,0013	0,051
Desviación Estándar	0,0020	0,0026	0,0036	0,0030	0,0005	0,0026
Coefficiente de Variación (%)	5,4304	4,9919	7,0697	5,2372	43,3013	5,1877
Mínimo	0,036	0,051	0,047	0,055	0,001	0,048
Máximo	0,04	0,056	0,054	0,061	0,002	0,053
Rango	0,004	0,005	0,007	0,006	0,001	0,005
Sesgo Estandarizado	-0,9145	1,0308	-0,8146	-0,6613	1,2247	-1,0308
<b>Referencia</b>	<b>0,6</b>					

**Tabla 6.** Resumen estadístico sobre los valores determinados del As y Hg en sedimentos (mg.Kg<sup>-1</sup>) de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca (Perú)

Estadígrafo	As	Hg
	E1, E2, E3, E4, E5, E6	E1, E2, E3, E4, E5, E6
Réplicas	3	3
Promedio	0,00013	0,00013
Desviación Estándar	0,00005	0,00005
Coefficiente de Variación (%)	43,3013	43,3013
Mínimo	0,0001	0,0001
Máximo	0,0002	0,0002
Rango	0,0001	0,0001
Sesgo Estandarizado	1,2247	1,2247
<b>Referencia</b>	<b>5,9</b>	<b>0,17</b>

Según los resultados de las determinaciones, los valores hallados estuvieron por debajo del límite referencial; sin embargo, hubo diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre las

estaciones de muestreo indicándose alguna variabilidad espacial de los metales, excepto para el As y Hg (tablas 7, 8, 9 y 10).

**Tabla 7.** Análisis de la varianza y prueba de contraste múltiple de rangos según el Test de Bonferroni para el elemento Cu

<b>Cu</b>					
<b>FV</b>	<b>SC</b>	<b>gl</b>	<b>CM</b>	<b>Razón-F</b>	<b>Valor-P</b>
Entre estaciones	11,6518	5	2,33036	1705,14	0,0000
Intra grupos	0,0164	12	0,00136667		
Total (Corr.)	11,6682	17			
Estación	réplica	promedio	grupos homogéneos		
5		5,33 ±0,025	a		
3		6,50 ±0,56	a		
6	3	7,37 ±0,03	b		
2		7,39 ±0,025	b		
1		7,43 ±0,27	b		
4		7,63 ±0,035	c		

**Tabla 8.** Análisis de la varianza y prueba de contraste múltiple de rangos según el Test de Bonferroni para el elemento Zn

<b>Zn</b>					
<b>FV</b>	<b>SC</b>	<b>gl</b>	<b>CM</b>	<b>Razón-F</b>	<b>Valor-P</b>
Entre grupos	13,8626	5	2,77253	1709,09	0,0000
Intra grupos	0,0194667	12	0,00162222		
Total (Corr.)	13,8821	17			
Estación	réplica	promedio	grupos homogéneos		
5		6,35 ±0,035	a		
1		8,28 ±0,035	b		
2	3	8,37 ±0,045	c		
3		8,46 ±0,020	d		
4		8,55 ±0,056	e		
6		9,19 ±0,066	f		

**Tabla 9.** Análisis de la varianza y prueba de contraste múltiple de rangos según el Test de Bonferroni para el elemento Pb

<b>Pb</b>					
<b>FV</b>	<b>SC</b>	<b>gl</b>	<b>CM</b>	<b>Razón-F</b>	<b>Valor-P</b>
Entre grupos	0,00557694	5	0,00111539	456,30	0,0000
Intra grupos	0,0000293333	12	0,00000244444		
Total (Corr.)	0,00560628	17			
Estación	réplica	promedio	grupos homogéneos		
5		0,002 ±0,001	a		
1		0,041 ±0,001	b		
2	3	0,042 ±0,001	b		
3		0,044 ±0,003	b		
6		0,049 ±0,007	c		
4		0,058 ±0,006	d		

**Tabla 10.** Análisis de la varianza y prueba de contraste múltiple de rangos según el Test de Bonferroni para el elemento Cd

<b>Cd</b>					
<b>FV</b>	<b>SC</b>	<b>gl</b>	<b>CM</b>	<b>Razón-F</b>	<b>Valor-P</b>
Entre grupos	0,0066505	5	0,0013301	194,65	0,0000
Intra grupos	0,000082	12	0,00000683333		
Total (Corr.)	0,0067325	17			
Estación	réplica	promedio	grupos homogéneos		
5		0,001 ±0,001	a		
1		0,038 ±0,006	b		
3	3	0,051 ±0,005	c		
6		0,051 ±0,005	c		
2		0,053 ±0,004	c		
4		0,058 ±0,006	c		

Ante los resultados obtenidos, no existe deposición acumulativa hacia los sedimentos con cargas contaminantes expuestas a metales y excepto para el elemento Zn, existió similitud en las concentraciones halladas entre estaciones de muestreo.

La presencia de metales tóxicos en el medioambiente procede de fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes antropogénicas de metales tóxicos incluyen: actividades agrícolas (Calmano, Hong & Forstner, 1993) y actividades industriales (Carvalho, Neiva & Silva, 2012) entre otras. Las descargas de estas fuentes contaminantes al medioambiente, resultan significativas (Reddy et al., 2012; Wang et al., 2013; Zhang et al., 2014). Los metales tóxicos una vez que se han generado, pueden llegar hasta los ecosistemas acuáticos y como resultado de la sedimentación de partículas, llegan acumularse en los sedimentos de fondo (Yanbin & Yong, 2015).

En una reciente determinación de Cu, Zn, Pb y Cd en la matriz agua de la bahía interior del Lago Titicaca se mencionó que, estos elementos superaron los valores permisibles y solo As como Hg estuvieron en lo recomendado (Moreno et al., 2017) donde en este estudio fueron similares sus concentraciones en sedimentos. Sobre una evaluación que se realizó en los sedimentos del Lago Taihu en China ante la presencia de Pb, Cd, Cu, Zn y Ni para conocer la toxicidad y su riesgo se encontró que, a pesar de existir umbrales no permisibles, aún las

concentraciones se encontraban bajas o medias para generar un determinado riesgo según el valor límite de efecto como el nivel de efecto probable. Las concentraciones determinadas fueron; Pb: 33,8 ±8,0; Cu: 41,9 ±24,8; Cd: 0,51 ±0,42; Zn: 109 ±64,0 y Ni: 45,5 ±20,1 (Zhang et al., 2017) siendo superiores a las halladas en este estudio.

Otro estudio sobre variabilidad y distribución estacional de los metales pesados en el Lago Qaroun, El-Fayoum, Egipto los metales analizados fueron el Fe, Mn, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y V donde las concentraciones según las medias determinadas siguieron el siguiente orden: Fe > Mn > V > Zn > Cr > Ni > Cu > Co > Pb, respectivamente. Todas las concentraciones halladas para el verano como invierno del mismo modo, superaron lo encontrado en este estudio y donde se señaló como conclusiones la necesidad de introducir monitoreo ambiental para las descargas de contaminantes cuya necesidad estaría en estrategias de remediación y manejo (Mostafa & Elhaddad, 2017). A pesar que las concentraciones de los metales estuvieron en lo permisible, pudiera realizarse otros estudios de caracterización toxicológica ambiental, pues no se suprime que, los sedimentos presenten propiedades físico-químicas incompatibles con la biota acuática.

En el propio Egipto se evaluó cartografía de la distribución espacial sobre la contaminación por Fe, Cu, Zn, Cr, Co, Cd y Pb de sedimentos de fondo en el



Lago Burullus. Los resultados obtenidos indicaron que, el cadmio era el elemento más enriquecido en los sedimentos debido a los desechos industriales y agrícolas drenados en el lago. El índice de geoacumulación refirió que Cd y Pb eran los contaminantes comunes en los sedimentos del lago. Los resultados encontrados superaron igualmente a los determinados en este estudio donde se señaló los siguientes valores; Fe: 626,66  $\pm$ 8,23; Zn: 75,09  $\pm$ 16,25; Cr: 53,91  $\pm$ 6,77; Cu: 23,61  $\pm$ 4,16; Co: 18,91  $\pm$ 4,27, Pb: 22,78  $\pm$ 7,66 y Cd: 0,69  $\pm$ 0,11. En este estudio se concluyó que, las zonas con alta contaminación se encontraron cercana a los desagües (El-Amier, Elnaggar & El-Alfy, 2016). A pesar que, los metales totales en los sedimentos de la bahía interior fueron permisibles, las estaciones 2, 3 y 4 presentaron las mayores concentraciones y donde las mismas, se encuentran cercanas a puntos de descargas tributarias, lo cual corrobora lo planteado.

Otro estudio sobre metales en sedimentos lacustres de los lagos Amara, Caineni y Movila Miresii en Rumania donde se analizó el origen y evolución del Pb, Ni, Zn, Mn, Cr e Fe por espectrometría de rayos X inducidos con partículas se encontró, similitudes en los tres lagos y se sugirió, comprender el impacto humano en los ecosistemas para implementar estrategias de mantenimiento sobre el equilibrio ecológico (Chelarescu et al., 2017). Las concentraciones de los elementos determinadas, también superaron las halladas en este estudio.

Aunque el presente estudio se refirió a la cuantificación de metales en la matriz sedimentos, existen antecedentes de eutrofización en la bahía interior de Puno, Lago Titicaca (Canales, 2010; Jimenez, Jahuir & Ibañez, 2016) y donde Archundia et al., (2017) en su estudio relacionado con la expansión urbana descontrolada y cómo la misma aumenta la contaminación de la cuenca del lago Titicaca (El Alto, La Paz, Bolivia) indicaron que, los parámetros físico-químicos y bacteriológicos relacionados con las descargas urbanas, determinan la mala calidad superficial de las aguas siendo

influenciados por variaciones hidrogeológicas estacionales por cuanto, es de esperar que, el aumento demográfico en la ciudad Puno y donde sus aguas residuales no son tratadas de forma eficiente, afecten el ecosistema de la bahía interior.

## CONCLUSIONES

Los sedimentos superficiales de la bahía interior de Puno, Lago Titicaca no representaron riesgo por exposición a metales totales, pues sus concentraciones cumplieron los valores referenciales según la norma ambiental: Interim Sediment Quality Guideline, Canadá. Sin embargo, las estaciones próximas a la zona litoral, al tener los valores más elevados deberán limitarse cualquier actividad de pesca formal e informal, ya que los organismos podrían bioconcentrar metales.

## RECOMENDACIONES

Debe considerarse evaluar la concentración de los metales totales en la vegetación y fauna acuática para indicar su posible riesgo toxicológico debido a, factores de bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica.

## AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Nacional del Altiplano (UNAP) por el financiamiento a la investigación con los recursos del canon minero (presupuesto nacional).
- Al Licenciado en Biología, César Gamarra Peralta, responsable principal del Laboratorio Continental del Mar del Perú (IMARPE) – Puno, por su colaboración referida a, logística sobre la embarcación y equipos para realizar los muestreos ambientales, así como a la Licenciada en Biología, Carmen Villanueva Quispe y al Ingeniero Químico, Humberto Siguyro Mamani, especialistas del IMARPE por su apoyo en el desarrollo de la investigación.

- Al profesor, Humberto Argota Coello, asesor técnico principal del Laboratorio de Minerales "Elio Trincado Figueredo" perteneciente a la Empresa Geominera-Oriente en Santiago de Cuba-Cuba, por el compromiso y la responsabilidad profesional durante las determinaciones y comparaciones analíticas enviadas desde la República del Perú.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Archundia, D., Duwig, C., Spadini, L., Uzu, G., Guédron, S. et al. (2017). How Uncontrolled Urban Expansion Increases the Contamination of the Titicaca Lake Basin (El Alto, La Paz, Bolivia). *Water, Air, & Soil Pollution*, 228(1), 44. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3217-0>
- Beltrán, F.F.D., Palomino, C.P.R., Moreno, T.E.G., Peralta, G.C. Montesinos, T.D.B. (2015). Calidad de agua de la bahía interior de Puno, lago Titicaca durante el verano del 2011. *Revista Peruana de Biología*; 22(3), 335-340. Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/1950/195043168009.pdf>
- Calmano, W., Hong, J. & Forstner, U. (1993). Binding and mobilization of heavy-metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sci Technol*; 28(8-9), 223 – 235. Disponible en: [file:///C:/Users/CLIENTE/Downloads/Binding\\_and\\_Mobilization\\_of\\_Heavy\\_Metals\\_in\\_Contam.pdf](file:///C:/Users/CLIENTE/Downloads/Binding_and_Mobilization_of_Heavy_Metals_in_Contam.pdf)
- Canales, G.A. (2010). Evaluación de la biomsa y manejo de *Lemna gibba* (lenteja de agua) en la bahía interior del Lago Titicaca, Puno. *Ecología Aplicada*, 9(2), 91-99. Disponible en: <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v9n2/a04v9n2>
- Carvalho, P.C.S., Neiva, A.M.R. & Silva, M.M.V.G. (2012). Assessment to the potential mobility and toxicity of metals and metalloids in soils contaminated by old Sb–Au and As–Au mines (NW Portugal). *Environ Earth Sci*; 65(4), 1215–1230.
- Chelarescu, E.D., Radulescu, C., Stihl, C., Bretcan, Tanislav, D. et al. (2017). Analysis of elements in lake sediment samples by PIXE spectrometry. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*; 1-3. Disponible en: <https://doi:10.1016/j.nimb.2017.02.005>
- Davison, W., Zhang, H. (2012). Progress in understanding the use of diffusive gradients in thin films (DGT) – back to basics. *Environ Chem*; 9(1), 1–13. Disponible en: <https://doi.org/10.1071/EN11084>
- El-Amier, A.Y., Elnaggar, A.A. & El-Alfy, A.M. (2016). Evaluation and mapping spatial distribution of bottom sediment heavy metal contamination in Burullus Lake. *Egypt. Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*; 1-13. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ejbas.2016.09.005>
- Ghosh, U., Luthy, R.G., Cornelissen, G., Werner, D. & Menzie, C. (2011). In-situ sorbent amendments: a new direction in contaminated sediment management. *Environ Sci Technol*; 45(4), 1163-1168. Disponible en: <http://doi.0.1021/es102694h>
- Hou, D., He, J., Lü, C., Ren, L., Fan, Q., Wang, J. & Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicol Environ Saf*; 93, 135–144. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.03.012>
- Jimenez, M.L.A., Jahuirra, H.F.A. & Ibañez, Q.V. (2016). Tratamiento de aguas eutrofizadas de la bahía interior de Puno, Perú, con el uso de dos Macrófita. *Rev Investig Altoandin*; 18(4), 403 – 410. Disponible en: <http://www.scielo.org.pe/pdf/ria/v18n4/a03v18n4.pdf>
- Li, Y. & Cai, Y. (2015). Mobility of toxic metals in sediments: assessing methods and controlling factors. *Journal of Environmental Sciences*; 31, 203 – 205. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1051204615000000>



- [http://www.jesc.ac.cn/jesc\\_en/ch/reader/create\\_pdf.aspx?file\\_no=2015310523](http://www.jesc.ac.cn/jesc_en/ch/reader/create_pdf.aspx?file_no=2015310523)
- Merrington, G., Peters, A., Whitehouse, P., Clarke, R. & Merckel, D. (2017). Delivering environmental benefit from the use of environmental quality standards: why we need to focus on implementation. *Environ Sci Pollut Res*. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9032-3>
- Moreno, T.E., Argota, P.G., Alfaro, T.R., Aparicio, S.M., Atencio, L.S. & Goyzueta, C.G. (2017). Determinación interactiva por metales totales disponibles en las aguas de la bahía interior del Lago Titicaca-Perú. *Revista de Investigación Altoandinas*, 19(2), 125-134. Disponible en: <http://huajsapata.unap.edu.pe/ria/index.php/ria/article/view/271/244>
- Mostafa, R. & Elhaddad, E. (2017). Heavy metals seasonal variability and distribution in Lake Qaroun, El-Fayoum, Egypt. *Journal of African Earth Sciences*; 1-22. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.06.005>
- Niyogi, S. & Wood, C.M. (2004). Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environ Sci Technol*; 38(23), 6177–6192. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1021/es0496524>
- Reddy, M.V., Babu, K.S., Balaram, V. & Satyanarayanan, M. (2012). Assessment of the effects of municipal sewage, immersed idols and boating on the heavy metal and other elemental pollution of surface water of the eutrophic Hussainsagar Lake (Hyderabad, India). *Environ Monit Assess*; 184(4), 1991–2000. Disponible en: <http://10.1007/s10661-011-2094-7>
- Redwan, M. & Elhaddad, E. (2017). Heavy metals seasonal variability and distribution in Lake Qaroun, El-Fayoum, Egypt. *Journal of African Earth Sciences*; 1-22. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.06.005>
- Skalak, K., Benthem, A., Hupp, C., Schenk, E., Galloway, J. & Nustad, R. (2016). Hydrogeomorphology-ecology interactions in river systems. *River Res Appl*; 22, 1085–1095.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace-metals. *Anal Chem*; 51(7), 844–851. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Väänänen, K., Kauppila, T., Mäkinen, J., Leppänen, M.T., Lyytikäinen, M. & Akkanen, J. (2016). Ecological risk assessment of boreal sediments affected by metal mining: metal geochemistry, seasonality, and comparison of several risk assessment methods. *Integr. Environ Assess Manag*; 12(4), 759–771. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1751>
- Vasquez, T.Y.F. (2016). Efectos de la eutrofización en el hábitat de la bahía de Puno, en la diversidad y abundancia de avifauna del lago Titicaca. Disponible en: URI: <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/3563>
- Wang, H., Dong, Y.H., Yang, Y.Y., Toor, G.S. & Zhang, X.M. (2013). Changes in heavy metal contents in animal feeds and manures in an intensive animal production region of China. *J Environ Sci*; 25(12), 2435–2442. Disponible en: <http://10.1016/j.wasman.2017.03.015>
- Yanbin, L & Yong, C. (2015). Mobility of toxic metals in sediments: Assessing methods and controlling factors. *Journal of Environmental Sciences*; 31, 203 - 205. Disponible en: <http://10.1016/j.jes.2015.04.001>
- Zhang, K., Chai, F.H., Zheng, Z.L., Yang, Q., Li, J.S. & Wang, J., et al. (2014). Characteristics of atmospheric particles and heavy metals in winter in Chang-Zhu-Tan city clusters, China. *Journal of Environmental Sciences*; 26(1), 147–153.
- Zhang, Y., Han, Y., Yang, J., Zhu, L., Wenjue, Z. (2017). Toxicities and risk assessment of heavy metals in sediments of Taihu Lake, China, based on sediment quality guidelines. *Journal of Environmental Sciences*; 1-8. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.002>

**Anexo 1.** Ubicación de las estaciones de muestreo en la bahía interior de Puno



**Anexo 2.** Condiciones instrumentales sobre la espectrometría de absorción atómica por plasma inductivamente acoplado con vista axial

Parámetros	Condiciones
Tipo de nebulizador	Meinhard (concéntrico)
Gráticula	2400 líneas /mm
Frecuencia	27 MHz
Energía del plasma	1,4 KW
Velocidad de flujo del gas	18,8 L/min
Pre flujo	2 mL/min
Velocidad de bombeo de la muestra	15 r.p.m.
Tiempo de integración	3,0 segundos
Ranura de entrada de la radiación	25,0 $\mu$ m

**Anexo 3.** Control de interferencias en la determinación de metales

Espectrales	No espectrales
Emisión interferente	Uso de adición de estándar
Absorción de fondo	Superficie del tubo de grafito
Métodos para la corrección de las interferencias espectrales	Palaforma L'vov
Corrección de fondo realizada de forma automática por el instrumento	Máximo poder atomización