

1.2 Evaluación ecotoxicológica de sedimentos en un tramo urbano y periurbano del río Chili en Arequipa (Perú), utilizando bioindicadores acuáticos

Armando J. Arenazas Rodríguez [0000-0002-0940-2204], Universidad Católica de Santa María de Arequipa, Arequipa, Perú. aarenazas@ucsm.edu.pe

Kevin Tejada Meza [0000-0002-9716-7821], Universidad Católica de Santa María de Arequipa, Arequipa, Perú. ktejada@ucsm.edu.pe

Klinge O. Villalba Condori [0000-0002-8621-7942], Universidad Católica de Santa María de Arequipa, Arequipa, Perú. kvillalba@ucsm.edu.pe

Resumen – En este estudio se evaluó el efecto ecotóxico agudo de cinco diluciones de sedimentos totales elutriados (0, 12.5, 25, 50 y 100%) en organismos modelo *Daphnia magna* y *Poecilia reticulata* de muestras de un sector urbano y un sector periurbano en la subcuenca Chili en la ciudad de Arequipa, Perú. La caracterización fisicoquímica del sedimento demostró que la materia orgánica es bastante elevada, Cu y As exceden los valores establecidos en CCME (1995), siendo el sector periurbano el que registra los más altos valores de varios metales estudiados. La evaluación ecotoxicológica de *Poecilia reticulata* y *Daphnia magna* del tratamiento de 100% de elutriados de sedimentos y sedimentos totales, expresa los valores más altos en porcentaje de efectos subletales (hipoactividad) y letales (mortalidad). La CE(L)50 de elutriados de sedimento para *Poecilia reticulata* fue baja en el sector periurbano, indicando que se trata de un sedimento con efectos nocivos subletales para peces, sin embargo, en *Daphnia magna*, la mortalidad no superó el 50% de la población. De acuerdo con las Unidades Toxicológicas agudas (UTa), el sedimento del sector periurbano es considerado como tóxico ya que ocasionó efectos subletales para *Poecilia reticulata* y ligeramente tóxico para efectos letales en *Daphnia magna*.

47

Palabras clave – *Poecilia reticulata*, *Daphnia magna*, elutriados, sedimentos, Río Chili, ecotoxicidad

Resumo – Neste estudo, o efeito ecotóxico agudo de cinco diluições de sedimentos elutriados totais (0, 12.5, 25, 50 e 100%) foi avaliado em testes com *Daphnia magna* e *Poecilia reticulata* com amostras de setores urbano

e periurbanos da sub-bacia do Rio Chili, na cidade de Arequipa, Peru. A caracterização físico-química do sedimento mostrou que a matéria orgânica é bastante elevada, os valores de cobre (Cu) e arsênio (As) excedem os estabelecidos pelo CCME (1995), com o setor periurbano registrando os maiores valores para vários metais estudados. A avaliação ecotoxicológica de *Poecilia reticulada* e *Daphnia magna* a partir do tratamento de 100% de sedimentos elutriados e sedimentos totais, expressa os maiores valores em percentagem de efeitos sub-letais (hipoatividade) e letais (mortalidade). A CE(L)50 de sedimentos elutriados para *Poecilia reticulada* foi baixa no setor periurbano, indicando que se trata de um sedimento com efeitos nocivos subletais para peixes. Porém, o *Daphnia magna* mostra que a mortalidade não ultrapassou 50% da população. De acordo com as Unidades Toxicológicas agudas (UTa), o sedimento do setor periurbano é considerado tóxico, pois causou efeitos sub-letais para *Poecilia reticulada* e levemente tóxico para efeitos letais sobre *Daphnia magna*.

Palavras-chave – *Poecilia reticulada*, *Daphnia magna*, elutriados, sedimentos, Rio Chili, ecotoxicidade

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de los cuerpos de agua se produce principalmente por efluentes de origen agrícola, industrial y municipal que es una mezcla de aguas residuales domésticas con aguas de origen industrial, así como las aguas de precipitación (Hospido et al., 2004) y que muchas veces son descargados al medio ambiente sin ningún control. Estas fuentes de contaminación pueden contener sustancias potencialmente tóxicas para la biota acuática y por ende para los seres humanos que consumen el recurso hídrico contaminando de forma directa o indirecta (Holt, 2000). La contaminación ocasiona deterioro de los componentes ambientales donde determinadas ramas del saber aplicativo permiten reconocer el grado de equilibrio a nivel de ecosistema (Argota-Pérez & Iannacone, 2018). La toxicología acuática recomienda el uso de pruebas biológicas como complemento de los análisis físicoquímicos que son únicamente puntuales dando así información no concluyente en lo que se refiere a la calidad de agua (Zagatto & Bertolotti, 2008). Estas pruebas ayudan a evaluar la calidad de los efluentes y de esta forma prevenir o alertar sobre riesgos en el ecosistema. Esto resulta en una alternativa complementaria más económica y confiable, donde la composición de una comunidad de organismos o la respuesta de algunos organismos frente a los cuerpos de agua contaminada, reflejan la integración de las características del ambiente que lo rodea sobre cierto periodo de tiempo (Persoone et al., 2003), los índices ecotóxicos más importantes son:

CE₅₀: Se utiliza cuando se está estudiando algún efecto diferente a la letalidad. La concen-

tración efectiva media es la concentración que produce un efecto o respuesta específicos en el 50% de los organismos de prueba (Mohapatra & Rengarajan, 1995). CL_{50} : Se utiliza para expresar los resultados de un bioensayo que tiene la letalidad como criterio de toxicidad. Es la concentración de una sustancia que es letal para el 50% de los organismos de prueba en 96 horas. El prefijo indica el período de exposición. El sufijo indica el porcentaje de muerte en el experimento (Mohapatra & Rengarajan, 1995). CI_{50} : Concentración inhibidora es una técnica que mide la concentración de un contaminante potencial, lo que reduce la capacidad de bioluminiscencia de una bacteria marina en un 50%. El sistema Backman Microtox fue desarrollado para medir CI_{50} . Esta técnica es simple, rápida y relativamente económica (Mohapatra & Rengarajan, 1995). LOEC: *Lowest Observed Effect Concentration* o por su traducción al español, concentración más baja a la cual se observa efecto (Castillo, 2004). NOEC: *No Observed Effect Concentration* o por su traducción al español, concentración a la cual no se observa efecto (Castillo, 2004). TOEC: Concentración umbral a la cual se observa efecto, es la media geométrica del NOEC y LOEC (Castillo, 2004). PMTC: Concentración mínima del tóxico esperada, término elaborado por *Environment Canada* para su uso en el monitoreo ambiental de efectos de efluentes. Concentración de un efluente en el cuerpo receptor por debajo de la cual se esperaría que sólo un 5% de las muestras manifestaran efectos nocivos subletales, estimado con un nivel de confianza del 95% (PMTC, por siglas en inglés) (Castillo, 2004). Por otro lado, las Unidades de toxicidad aguda (UTa) se calculan con la siguiente expresión matemática utilizada por Saldaña et al. (2002): $UTa = (1/CL_{50} \text{ o } CE_{50}) * (100)$. Para la interpretación de los valores de UTa utilizamos la Tabla 1.

49

Tabla 1. Interpretación de las Unidades Toxicológicas Agudas (UTa).

$UT > 4$ = muy tóxico	$(CE_{50} > 25\%)$
UT de 2 a 4 = Tóxico	$(CE_{50} 50 - 25\%)$
UT 1.33 a 1.99 = Moderadamente tóxico	$(CE_{50} 75 - 50\%)$
$UT < 1.33$ = Ligeramente tóxico	$(<75\%)$

El principal objetivo fue determinar los efectos ecotoxicológicos de sedimentos de dos sectores del río Chili en dos bioindicadores acuáticos.

2. CASO DE ESTUDIO

Arequipa es la segunda ciudad más importante del Perú y el río Chili es la principal fuente de abastecimiento de agua para consumo humano y otras actividades económicas (Salmoral et al., 2020). A este cuerpo de agua se le considera como un río urbano debido a que atraviesa zonas agrícolas, urbanas e industriales, brindando el recurso hídrico para que se soporten todas las actividades propias de una ciudad, sin embargo,

también la calidad del agua de este río se ve afectada por la contaminación generada. La aplicación de evaluaciones ecotoxicológicas han demostrado ser prácticas y confiables para detectar efectos nocivos en la biota, estos ensayos pueden ser apropiados ya que es imperante determinar la calidad actual del agua y sedimentos del río Chili y con ello establecer los posibles riesgos a la biota relacionada en el principal río de la ciudad de Arequipa. La utilización de especies acuáticas permite evaluar el efecto de sustancias químicas nocivas en organismos vivos. Las evaluaciones ecotoxicológicas cuantifican las concentraciones letales de un contaminante sobre una especie en particular. Las evaluaciones de toxicidad, con tóxicos de referencia (contaminante) bajo condiciones de laboratorio, se vienen utilizando en los últimos años debido a la brevedad para obtener resultados, principalmente sobre la concentración letal media (CL_{50}) y los efectos subletales que afectan negativamente a la biota en los ambientes acuáticos (Iannaccone & Alvareño, 2007). Ante este latente problema, la presente investigación da a conocer los efectos ecotoxicológicos de bioindicadores acuáticos u organismos modelo, expuestos a los sedimentos de dos sectores impactados de la cuenca media del río Chili, un sector urbano y uno periurbano.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

50

3.1 Caracterización y colección de muestras

Con ayuda de una draga para muestreo de sedimento, se tomaron las muestras de los dos sectores del río Chili: sector urbano y periurbano, el acercamiento al lugar se realizó en contra de la corriente para evitar contaminar el área con sedimentos resuspendidos, posteriormente las muestras se colocaron en bolsas de polietileno con cierre hermético, después se colocaron en posición vertical con sus respectivos geles de hielo, de esta forma se logró que las muestras permanezcan a una temperatura de $5^{\circ}\text{C} \pm 0.5$, finalmente, se trasladaron al laboratorio para realizar la determinación de los parámetros fisicoquímicos utilizando métodos estandarizados para examinación de aguas y aguas residuales (APHA et al., 2012). Los puntos de muestreo (PM) urbano y periurbano se muestran en la Figura 1 (C) en donde se puede apreciar las diferentes actividades antropogénicas que se llevan a cabo alrededor de los PM. Para apreciar mejor el contraste entre las actividades que se dan en sector urbano y periurbano se puede ver la Figura 1 (A) donde se ven claramente zonas con áreas de cultivos, granjas y comunidades campesinas relativamente dispersas y por otro lado, se tiene al punto urbano Figura 1 (B), ubicado a 100 metros aguas arriba del puente Tingo, cerca de esta zona se ubican centros de esparcimiento, restaurantes, talleres automotrices, lavaderos de autos, zonas urbanas y algunas industrias.

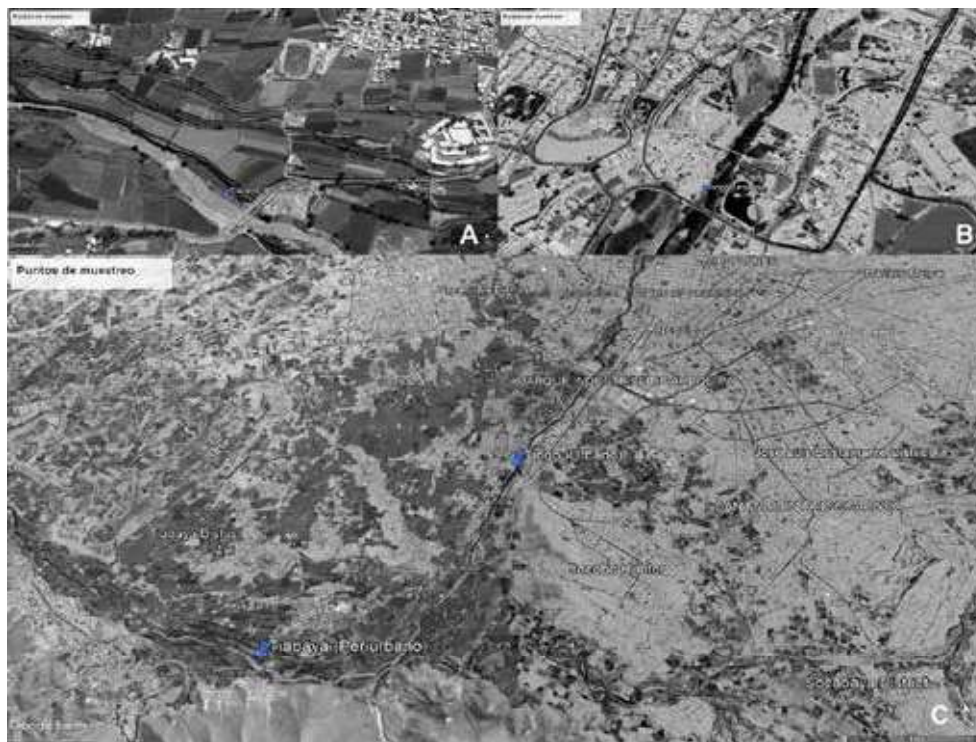


Figura 1: (A) PM de zona periurbana, (B) PM zona urbana y (C) Vista general de los dos PM del río Chili. Fuente: Google Earth.

3.2 Ensayos de ecotoxicidad aguda

3.2.1 *Poecilia reticulata* “Guppy”

Los especímenes de *Poecilia reticulata*, se colocaron inicialmente en peceras de vidrio de 20 L y fueron ambientados hasta por una semana antes de iniciar el bioensayo y alimentados con *Daphnia magna* a diario, posteriormente fueron sometidos a las diluciones del sedimento elutriado total (12.5, 25, 50 y 100%) y un control negativo (CN) con agua declorinada y se ensayaron tres réplicas por dilución, cada una de ellas con 10 especímenes en envases de polietileno de 4 L. La temperatura ambiental del ensayo fue de 21 °C, con una humedad relativa de 75 % y agua con un pH de 6.8. El ensayo duró 96 horas de acuerdo con la guía de la (OECD, 2019) y diariamente se registraron los efectos letales (mortalidad y ausencia de movimiento durante 15 segundos de observación) y subletales como hipoactividad y escape al fondo, luego del ensayo se registraron los índices de toxicidad, CE_{50} , LOEC, NOEC y las UTa de ambos sectores de monitoreo.

3.2.2 *Daphnia magna* “pulga de agua”

Los neonatos de *Daphnia magna* fueron colocados en placas petri de vidrio (60 x 15 mm) sometidos a 20 mL de las diluciones del sedimento total (12.5, 25, 50 y 100%) y un control con agua de clorinada con tres réplicas por dilución, cada una de ellas con 10 individuos por placa (OECD, 2004). El bioensayo duró 48 h. de exposición y diariamente se registró la mortalidad (ausencia de movimiento durante 15 segundos de observación), y algunos movimientos o comportamientos subletales, luego al final del ensayo de toxicidad aguda se registraron los índices: CL_{50} , LOEC, NOEC. A las 48 h. de evaluación se registró la sobrevivencia del tratamiento de sedimento total al 100% (sin dilución) para determinar el estado ecotoxicológico (Tabla 2) de los dos PM, según los rangos propuestos por Roig et al. (2015).

Tabla 2: Rangos de ecotoxicidad para sedimentos totales en *Daphnia magna*.

Score	(%) Sobrevivencia _{48 h}	Estado ecotoxicológico
0	> 80	No toxico
1	80 - 50	Ligeramente tóxico
2	50 - 21	Marginalmente tóxico
3	20 - 10	Moderadamente tóxico
4	< 10	Altamente tóxico

3.2.3 Análisis estadístico

El análisis para cada grupo de resultados obtenidos a partir de cada bioensayo y la determinación de la CE_{50} y CL_{50} se determinaron a través de una hoja de cálculo del software Microsoft Excel. Los límites de confianza estadísticos fueron al 95% y para la generación de los gráficos se utilizó el software OriginPro 2019b. El diseño experimental corresponde a un Diseño de bloques completos al azar (DBCA). Para evaluar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos se realizaron pruebas de Shapiro -Wilk y la de Levene respectivamente, si los datos cumplían con los supuestos de normalidad y homogeneidad, se evaluaba la eficacia de los tratamientos mediante un análisis de varianza (ANOVA), seguida de la prueba a posteriori de Tukey ($\alpha = 0,05$) para ver diferencias entre tratamientos con respecto al control y luego obtener la LOEC y la NOEC según Picone et al. (2021).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Metales totales y caracterización fisicoquímica

En la Tabla 3 se presentan los resultados de la evaluación de parámetros fisicoquímicos y metales totales, se han resaltado en color gris las filas que corresponden a parámetros o metales que no exceden el límite de detección (LD) o el límite de cuantificación (LC) del método. Los parámetros fisicoquímicos los valores de pH, materia orgánica y sulfuros registrados en ambos sectores no cuentan con un valor referencial en la Línea Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática, la guía (CCME, 1995).

Tabla 3: Caracterización fisicoquímica y metales en sedimento del tramo urbano y periurbano del río Chili.

PM				Urbano	Periurbano
Ensayo	Unidad	LD ¹	LC ²		
Fosfato Sólidos	mg/Kg	0.2	0.5	<0.50	<0.50
Materia Orgánica	%	0.069	0.1724	21.063	24.088
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	NA ³	0.01	7.4	7.77
Sulfuro	mg/Kg MS ⁴	0.16	0.4	<0.40	<0.40
Aluminio	mg/Kg	0.1	0.3	5053.61	6209.91
Antimonio	mg/Kg	0.06	0.2	<0.20	0.52
Arsénico	mg/Kg	0.02	0.1	4.78	13.97
Bario	mg/Kg	0.01	0.03	79.49	110.72
Berilio	mg/Kg	0.01	0.03	0.15	0.27
Bismuto	mg/Kg	0.06	0.2	<0.20	<0.20
Boro	mg/Kg	0.03	0.1	6.06	5.07
Cadmio	mg/Kg	0.005	0.02	0.391	0.507
Calcio	mg/Kg	0.1	0.4	3395.7	4226.5
Cerio	mg/Kg	0.04	0.1	17.31	18.78
Cobalto	mg/Kg	0.05	0.2	4.96	6.61
Cobre	mg/Kg	0.005	0.02	30.336	56.282
Cromo	mg/Kg	0.01	0.03	14.49	18.18
Estaño	mg/Kg	0.03	0.1	1.78	2.84
Estroncio	mg/Kg	0.05	0.2	54.3	61

Fósforo	mg/Kg	0.04	0.1	845.08	799.56
Hierro	mg/Kg	0.06	0.2	12734.25	16848.01
Litio	mg/Kg	0.003	0.01	4.698	6.7
Magnesio	mg/Kg	0.06	0.2	2185.54	2365.34
Manganeso	mg/Kg	0.01	0.03	153.62	180.25
Mercurio	mg/Kg	0.01	0.04	<0.04	<0.04
Molibdeno	mg/Kg	0.03	0.1	<0.10	<0.10
Níquel	mg/Kg	0.01	0.04	8.44	11.52
Plata	mg/Kg	0.03	0.1	<0.10	<0.10
Plomo	mg/Kg	0.05	0.2	18.11	21.24
Potasio	mg/Kg	0.3	1	1197.09	1051.60
Selenio	mg/Kg	0.05	0.2	<0.20	<0.20
Silicio	mg/Kg	0.02	0.07	159.1	213.89
Sodio	mg/Kg	0.03	0.1	519.08	484.73
Talio	mg/Kg	0.01	0.04	<0.04	<0.04
Titanio	mg/Kg	0.03	0.1	840.3	1025.59
Torio	mg/Kg	0.01	0.03	<0.03	<0.03
Uranio	mg/Kg	0.01	0.03	<0.03	<0.03
Vanadio	mg/Kg	0.01	0.04	63.43	75.92
Zinc	mg/Kg	0.01	0.02	47.94	68.91
Amoníaco	mg/Kg MS	0.24	0.61	<0.61	<0.61
Amonio	mg/Kg MS	0.26	0.64	<0.64	<0.64
N-Nitrato	mg/Kg MS	0.19	0.48	1.17	<0.48
N-Nitrito	mg/Kg MS	0.12	0.3	<0.30	<0.30
Nitrato	mg/Kg MS	0.85	2.13	5.19	<2.13
Nitrito	mg/Kg MS	0.4	1	<1.00	<1.00
Nitrógeno Amo- niacal	mg/Kg MS	0.2	0.5	<0.50	<0.50
Nitrógeno Or- gánico	mg/Kg MS	0.5	1.25	<1.25	<1.25
Nitrógeno Total	mg/Kg MS	1	2.5	<2.5	<2.5

¹Límite de detección del método. ²Límite de cuantificación del método. ³No aplica. ⁴Materia seca a 105 °C.

El As registra un valor elevado con 13,97 mg/Kg en el PM periurbano, más del doble del valor de la Línea Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática de la guía (CCME, 1995) que es de 5.9 mg/Kg. El Cd, en ambos PM está por debajo de la línea guía, pero el PM periurbano registra la mayor cantidad con 0.507 mg/Kg, acercándose al valor de 0.6 mg/Kg de la guía.

El Cu se encuentra elevado en el PM periurbano registrando 56,282 mg/Kg, superando el valor límite de 35,7 mg/Kg de la guía (CCME, 1995), en el caso del Cr se registran valores de 14,49 y 18,18 mg/Kg para los PM urbano y periurbano respectivamente, en ambos PM no se supera los 37,3 mg/Kg de la guía (CCME, 1995), en el caso de Hg, en ambos PM con valores inferiores al LC, desde luego no superando los 0,17 mg/Kg establecidos en la guía (CCME, 1995). Pb y Zn en ambos PM cumplen con lo establecido en la guía (CCME, 1995). El Nitrato en el sector Urbano (Tingo), expresa un valor de 5,19 mg/Kg MS, con relación al segundo tramo Periurbano (Tiabaya) con valor menor al LC que es 2,13 mg/Kg MS. Las cantidades de materia orgánica exceden más del 20% en ambos PM con 21,063 y 24,088 % para el PM urbano y periurbano respectivamente.

Los ecosistemas acuáticos reciben una gran diversidad y cantidad de compuestos químicos provenientes de múltiples actividades humanas (agrícola, industrial, minera, entre otras). Según la Directiva Marco Europea del Agua (Water Framework Directive - WFD), la evaluación del estado de las aguas superficiales se basa en el estado ecológico y químico que no siempre es coherente. En estas situaciones, las pruebas de ecotoxicidad podrían ayudar a obtener una mejor caracterización de los ecosistemas (Roig et al., 2015).

55

La composición de la materia orgánica sedimentada es indicadora del estado trófico del ambiente acuático, los resultados en los sedimentos registraron valores de 21,063 y 24,088 % de materia orgánica en los PM urbano y periurbano respectivamente, concuerdan con el rango de porcentaje de materia orgánica reportado por (Jeanneau et al., 2008), sin embargo, estos registros difieren con los estudios de Monge (2018) donde los valores están entre 0,5 y 2,7 %, muy por debajo de los encontrados en la presente investigación.

La materia orgánica, tanto soluble como particulada, ocasiona alteraciones en la distribución de los metales pesados y se produce por regla general una disminución de los niveles disueltos y un aumento de la concentración de metales en la forma coloidal y en suspensión en los sedimentos (Elosegui, 2009), correlacionándose con nuestros resultados donde algunos metales pesados (As y Cu) superan los niveles de la guía (CCME, 1995) provocando disminución de la supervivencia y/o generando efectos subletales (hipoactividad) en los organismos evaluados. Es conocido también que los microfitoros contribuyen a la estructura del sedimento mediante la formación de esteras con polisacáridos que agregan partículas y mantienen el sedimento estabilizado (Aráujo et al, 2010; Roig et al, 2015).

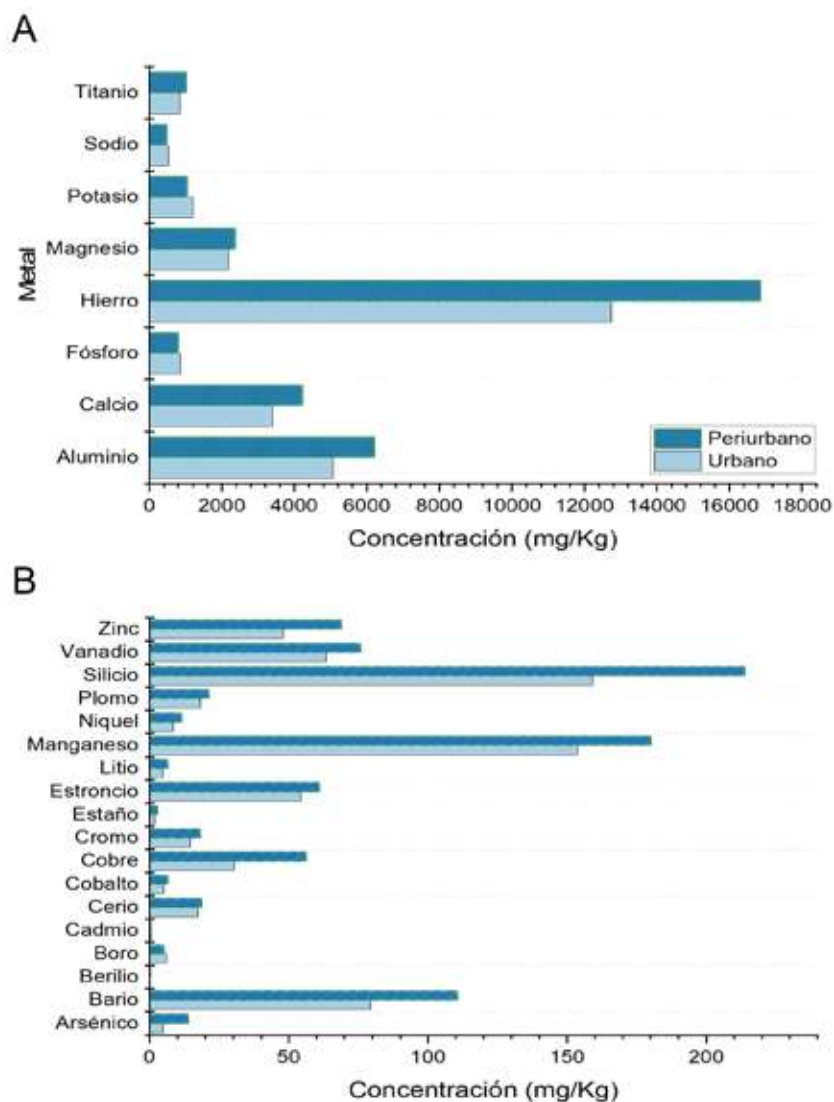


Figura 2. (A) Concentraciones de Ti, Na, K, Mg, Fe, P, Ca y Al; (B) concentraciones de Zn, V, Si, Pb, Ni, Mn, Li, Sr, Sn, Cr, Co, Cu, Ce, Cd, B, Be, Ba y As. Fuente: Propia.

En la Figura 2 se puede apreciar un gráfico que demuestra claramente la diferencia entre las concentraciones de metales entre el PM urbano y periurbano, por ejemplo, en la Figura 2 (A) se puede visualizar la excesiva concentración de Fe en el tramo periurbano respecto al tramo urbano, asimismo se repite la misma tendencia con Ti, Ca y Al, por otro lado en se puede observar que la mayoría de concentraciones de los metales presentados en la Figura 2 (B) es superior en el tramo periurbano que en el tramo urbano. De acuerdo con la Figura

2 es notable que la contaminación por metales en sedimento es mayor en la zona periurbana que se encuentra ubicada aguas abajo de la zona urbana. Varios autores de diferentes continentes concluyen algo similar al resultado obtenido, el sedimento además de tener mayor porcentaje de materia orgánica acumula metales y otros contaminantes aguas abajo de zonas pobladas donde se realizan diferentes actividades ya sean industriales o municipales (Segura et al., 2006; Beg & Ali, 2008; Shanbehzadeh et al., 2014; Pandey & Singh, 2017).

4.2 Ensayos de toxicidad aguda

La evaluación de la ecotoxicidad del elutriado de sedimento de dos sectores del río Chili en *Poecilia reticulata*, se observan un creciente efecto de hipoactividad de los peces (Figura 3) después de 96 horas de exposición, cuando se aumenta el porcentaje de sedimentos elutriados, expresando notorias diferencias significativas ($p < 0.05$) de los tratamientos con relación al control en ambos PM, en especial el tratamiento de 100% de elutriados con $73.33 \pm 11.55\%$ y $96.67 \pm 5.77\%$ de hipoactividad en los PM urbano y periurbano respectivamente.

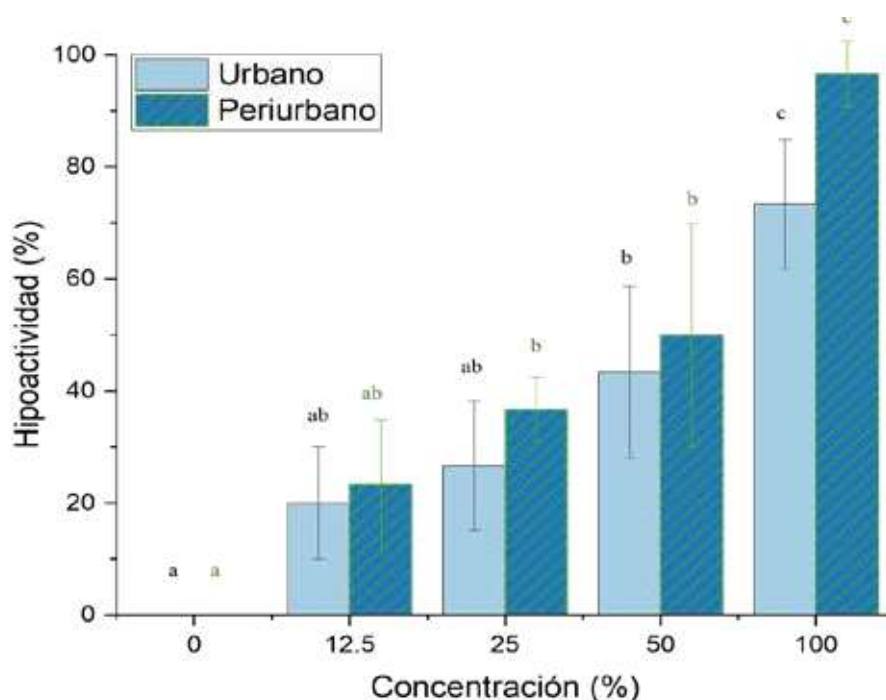


Figura 3. Hipoactividad en *Poecilia reticulata* (96 h.) provocada por la exposición de sedimento elutriado de cuatro diluciones y un control de los PM urbano (Tingo) y Periurbano (Tiabaya). Fuente: Propia.

La exposición de elutriados totales en las pulgas de agua después de 48 horas, expresa en ambos PM una tendencia ascendente de daño, es decir la mortalidad es proporcional al incremento de cantidad de sedimento total, donde el tratamiento con sedimento al 100% alcanza los valores de mortalidad de 30 y 53.3% en los dos sectores del río Chili, urbano y periurbano respectivamente, notándose también las diferencias significativas ($p < 0.05$) con relación al grupo control (Figura 4).

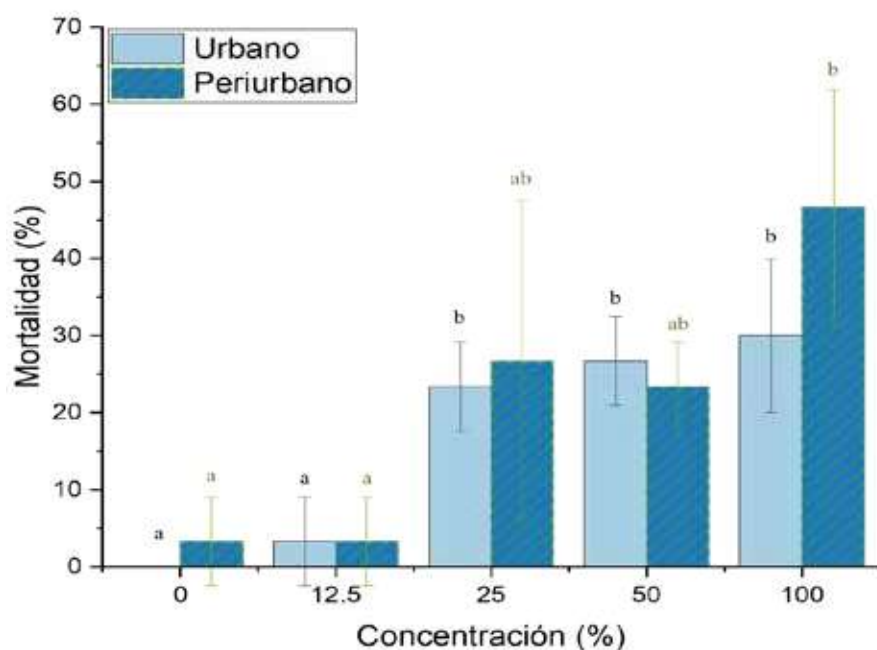


Figura 4. Mortalidad en *Daphnia magna* (48 h.) provocada por la exposición de sedimento total de cuatro diluciones y un control de los PM urbano y periurbano. Fuente: Propia.

La Tabla 3, muestra los resultados del procesamiento estadístico para las variables de hipoactividad en peces y mortalidad en pulgas de agua y con ello la determinación de los principales índices ecotóxicos. Para ambos organismos modelo, el PM periurbano con el tratamiento al 100% se expresa los valores más altos de hipoactividad (peces) y mortalidad (pulgas) con 96.67 ± 5.77 y 46.67 ± 15.28 % respectivamente.

En peces los valores de $CE(L)_{50}$ (12.5%) son bajos, interpretándose que se trata de la zona del río Chili con sedimentos con mayor nocividad, generando mayores efectos subletales a los peces en experimentación después de 96 hrs. de exposición a los elutriados de sedimentos, sin embargo, en el ensayo con *Daphnia magna* la $CE(L)_{50}$, la mortalidad (>100) en ambos PM no es posible su cálculo y se entiende que el sedimento total para este grupo de invertebrados no es muy nocivo, debido a que no superan el 50% de mortalidad de los neo-

natos evaluados después de 48 h. de exposición en las diferentes diluciones. Cabe destacar que se encuentran diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los diferentes tratamientos con relación al control.

Tabla 3: Efecto subletal de hipoactividad en *Poecilia reticulata* y letal en *Daphnia magna*.

	<i>Poecilia reticulata</i>				<i>Daphnia magna</i>			
	Porcentaje de hipoactividad 96 h				Porcentaje de mortalidad 48 h			
PM	Urbano		Periurbano		Urbano		Periurbano	
Tratamientos (%)	Valor ($\pm$ DE)	Sig.	Valor ($\pm$ DE)	Sig.	Valor ($\pm$ DE)	Sig.	Valor ($\pm$ DE)	Sig.
control	0.00 $\pm$ 0.0	a	0.00 $\pm$ 0.0	a	0.00 $\pm$ 0.0	a	3.33 $\pm$ 5.77	a
12.5	20 $\pm$ 10	ab	23.33 $\pm$ 11.55	ab	3.33 $\pm$ 5.77	a	3.33 $\pm$ 5.77	a
25	26.67 $\pm$ 11.55	ab	36.67 $\pm$ 5.77	b	23.33 $\pm$ 5.77	b	26.67 $\pm$ 20.82	ab
50	43.33 $\pm$ 15.26	b	50.00 $\pm$ 20	b	26.67 $\pm$ 5.77	b	23.33 $\pm$ 5.77	ab
100	73.33 $\pm$ 11.55	c	96.67 $\pm$ 5.77	c	30.00 $\pm$ 10	b	46.67 $\pm$ 15.28	b
NOEC	25		12.5		12.5		50	
LOEC	50		25		25		100	
CE (L) ₅₀	50.63		29.99		> 100		> 100	
F	18.94		14.58		14.58		6.46	
Sig.	0.000		0.000		0.000		0.008	

Los resultados de las Unidades Toxicológicas Agudas (UTa) de la exposición de sedimentos de los dos PM de acuerdo con las variables de hipoactividad y mortalidad en peces y pulgas respectivamente se resumen en la Tabla 4.

59

Tabla 4: Determinación de las Unidades Toxicológicas Agudas (UTa) de sedimentos de dos sectores del río Chili en dos bioindicadores.

	<i>Poecilia reticulata</i> (Hipoactividad)			<i>Daphnia magna</i> (Mortalidad)		
PM	CE (L) ₅₀	UTa	Interpretación	CE (L) ₅₀	UTa	Interpretación
Urbano	50.63	1.9	Moderadamente tóxico	> 100	I	Ligeramente tóxico
Periurbano	29.99	3.3	Tóxico	> 100	I	Ligeramente tóxico

La toxicidad de los metales pesados ha sido bastante estudiada y se sabe que las razones son en parte a su alta afinidad con los grupos amino y sulfidril y se basa en diversas formas de influencia en los procesos fisiológicos y metabólicos de los organismos acuáticos generando efectos letales, subletales y crónicos, lo que puede ocasionar desde una reducción ligera en la velocidad de crecimiento, hasta la muerte (Ranf & Petrocelli, 1985; Pérez-Legaspi et al, 2017). Los resultados en nuestra investigación son bien diferenciados, y de acuerdo con la Guía sobre la Calidad de Sedimentos para la Protección de Vida Acuática de la guía (CCME,

1995), el arsénico y el cobre superan los estándares establecidos. El arsénico tiende a incrementarse en los sedimentos (13,97 mg/Kg) proporcionalmente con los valores altos de pH, y en este caso el PM periurbano (sector de aguas abajo del puente de Tiabaya), expresa un valor de pH de 7.7 y se sabe que éste es un factor esencial ya que condiciona fuertemente la adsorción de metales (Tyler & Olsson, 2001). La contaminación por arsénico puede deberse a fuentes como la combustión de carbón, fertilizantes fosfatados, insecticidas, entre otros (Murcott, 2012); coincidiendo con las características del sector, ya que se trata de la parte baja de la subcuenca donde en los alrededores se circunscriben amplios campos agrícolas donde dichos contaminantes se filtran con el agua cargando residuos de fertilizantes y plaguicidas, propios de las prácticas agrícolas intensivas, los cuales estarían coadyuvando en la generación de efectos letales y subletales en los organismos de prueba, siendo la zona periurbana de características diferenciadas con relación al sector urbano. El cobre también excede lo normado por la guía (CCME, 1995) con 56,282 mg/Kg y se sabe que, a niveles superiores a los requeridos, se vuelve tóxico, provocando alteraciones en la permeabilidad de las membranas, interfiriendo con el transporte de oxígeno y afectando el metabolismo energético de los peces (dos Santos Carvalho & Fernandes, 2008; Kiaune & Singhasemanon, 2011). Según los estudios de Zhang et al. (2012) en *Danio rerio* “pez cebra”, el cobre retrasa o evita (dependiendo de la concentración) la eclosión de los embriones y produce malformaciones y mortalidad, a bajas concentraciones tiende a acumularse en las larvas, su exceso provoca estrés oxidativo y puede dañar las branquias, el hígado, el intestino y el sistema nervioso. Los metales pesados se destacan por su toxicidad sobre los organismos en los ecosistemas acuáticos, su efecto se relaciona con una alteración del equilibrio de cationes como Ca^{+2} , Mg^{+2} , afectando el transporte a nivel de membrana celular (Pane et al., 2003). También afectan diversos mecanismos, disminuyendo la respiración, además, como en el caso del cobre, este aumenta la fragilidad de la membrana lisosomal liberando enzimas hidrolíticas (Khangarot & Rathore, 2003), por lo tanto dichos antecedentes explicarían los efectos subletales y letales que se presentan como resultados de este trabajo, no solo en peces sino en pulgas de agua, las que llegaron a la mortalidad en los tratamientos de 100% de sedimentos del sector periurbano del río Chili, tal como lo manifiestan Tavares et al. (2014) en su investigación de toxicidad aguda con Cu y Cr liberado en el medio en forma de nanopartículas y sales, afectan al intestino de algunos invertebrados y actuando posteriormente como una fuente directa de liberación de iones cromo y cobre a los diferentes tejidos del organismo afectando su supervivencia, circunstancias que pueden haberse suscitado también en *Poecilia reticulata*.

El arsénico en el agua es considerado un contaminante natural muy común, el cual puede bioacumularse fácilmente en diferentes tejidos, y se absorbe por las branquias, por el tracto gastrointestinal y por la piel, así mismo la hipoactividad registrada en los peces se puede explicar debido a que el arsénico también causa daños neuromotores, lo cual fue demostrado por McGeachy & Dixon (1992) quienes determinaron el tiempo promedio para la pérdida del equilibrio en *Oncorhynchus mykiss* “trucha arcoíris” expuesta a diferentes dosis de arsenato Gaete & Chávez (2008) destacan el efecto sinérgico del cobre con el arsénico

para ocasionar daños en organismos acuáticos, circunstancia que se habría presentado en nuestra investigación.

Es importante considerar que los efectos de los metales pueden ser inmediatos o retardados y dependerán de los parámetros fisicoquímicos y de los factores abióticos de un hábitat. Se ha demostrado previamente que la temperatura, el pH y la dureza influyen en la biodisponibilidad de los metales para los peces, finalmente se debe considerar que los efectos de la hipoxia como fenómeno que se observa cada vez más en una variedad de tipos de ecosistemas, pueden verse exacerbados por la exposición a contaminantes, lo que lleva a consecuencias a largo plazo en términos de aptitud, por lo tanto; la respuesta de la comunidad de peces a estos impactos combinados puede conllevar a una disminución esperada en la abundancia y riqueza de especies (Amiard-Triquet et al., 2015).

5. CONCLUSIONES

La caracterización fisicoquímica del sedimento de los sectores urbano y periurbano del río Chili determinan que la materia orgánica es elevada, el cobre y el arsénico exceden los valores establecidos en la guía (CCME, 1995), siendo el sector periurbano aguas abajo del puente de Tiabaya, el que registra los más altos valores para ambos metales principalmente, no dejando de lado que la mayoría de parámetros evaluados son más elevados en el sedimento de la zona periurbana ubicada aguas abajo de la zona urbana.

61

En la evaluación ecotoxicológica de *Poecilia reticulata* y *Daphnia magna*, el tratamiento de 100% de elutriados de sedimentos y sedimentos totales respectivamente, expresa los valores más altos en porcentaje de efectos subletales (hipoactividad) y letales (mortalidad). La $CE(L)_{50}$ de elutriados de sedimento para *Poecilia reticulata* fue la más baja en el sector periurbano, indicando que se trata de un sedimento con efectos nocivos subletales para peces, con relación contraria de efecto letal en *Daphnia magna*. De acuerdo con las UTa, el sedimento del sector periurbano es considerado como Tóxico generador de efectos subletales para los peces y ligeramente tóxico para efectos letales en pulgas de agua. El estado ecotoxicológico del sedimento total de las dos zonas de muestreo (urbano y periurbano), es de ligeramente tóxicos, con relación a la sobrevivencia de *Daphnia magna* (48 h.).

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amiard-Triquet, C., Amiard, J.-C., & Mouneyrac, C. (2015). *Aquatic ecotoxicology: advancing tools for dealing with emerging risks*. Academic press.
- APHA, A. W., Greenberg, W. E. F. I. A. E., Clesceri, L. S., & Eaton, A. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*.

Araújo, C. V. M., Tornero, V., Lubián, L. M., Blasco, J., van Bergeijk, S. A., Cañavate, P., Cid, Á., Franco, D., Prado, R., & Bartual, A. (2010). Ring test for whole-sediment toxicity assay with a benthic marine diatom. *Science of the Total Environment*, 408(4), 822–828.

Argota-Pérez, G., & Iannacone, J. A. (2018). Ecotoxicología como herramienta predictiva en la evolución sostenible de los sistemas acuáticos. *Biotempo*, 15(2), 165–174.

Beg, K. R., & Ali, S. (2008). Chemical contaminants and toxicity of Ganga river sediment from up and down stream area at Kanpur. *American Journal of Environmental Sciences*, 4(4), 362.

Castillo, G. (2004). Ensayos ecotoxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. *Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones*, 1ª Edición, Centro Internacional de Investigación Para El Desarrollo–CIID e Instituto Mexicano de Tecnología Del Agua–IMTA, México, DF.

CCME. (1995). *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life* (Vol. 1). Canadian Council of Ministers of the Environment.

dos Santos Carvalho, C., & Fernandes, M. N. (2008). Effect of copper on liver key enzymes of anaerobic glucose metabolism from freshwater tropical fish *Prochilodus lineatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 151(3), 437–442.

Elosegui, A. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA.

Gaete, H., & Chávez, C. (2008). Evaluación de la toxicidad de mezclas binarias de cobre, cinc y arsénico sobre *Daphnia obtusa* (Kurz, 1874) (Cladocera, Crustacea). *Limnetica*, 27(1), 1–10.

Holt, M. S. (2000). Sources of chemical contaminants and routes into the freshwater environment. *Food and Chemical Toxicology*, 38(SUPPL. 1), S21–S27. [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(99\)00136-2](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(99)00136-2)

Iannacone, J., & Alvaríño, L. (2007). Ecotoxicidad acuática de dos colorantes y de tres antiparasitarios de importancia en acuicultura en *Daphnia magna*. *Ecología Aplicada*, 6(1–2), 101–110.

Jeanneau, L., Faure, P., & Montarges-Pelletier, E. (2008). Evolution of the source apportionment of the lipidic fraction from sediments along the Fensch River, France: a multimolecular approach. *Science of the Total Environment*, 398(1–3), 96–106.

Khengarot, B. S., & Rathore, R. S. (2003). Effects of copper on respiration, reproduction, and some biochemical parameters of water flea *Daphnia magna* Straus. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(1), 112–117.

Kiaune, L., & Singhasemanon, N. (2011). Pesticidal copper (I) oxide: environmental fate and aquatic toxicity. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 213*, 1–26.

McGeachy, S. M., & Dixon, D. G. (1992). Whole-body arsenic concentrations in rainbow trout during acute exposure to arsenate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 24(3), 301–308.

Mohapatra, B. C., & Rengarajan, K. (1995). Manual on bioassays in the laboratory and their techniques. *CMFRI Special Publication*, 64, 1–75.

Monge, Q. K. (2018). *Determinación de la concentración de los metales pesados en los sedimentos en el Río Chili de la Provincia de Arequipa Región Arequipa*. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.

Murcott, S. (2012). *Arsenic contamination in the world*. IWA publishing.

OECD. (2004). Test No. 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test. *OECD Guideline for the Testing of Chemicals, Section 2, April*, 1–12. <https://doi.org/10.1787/9789264069947-en>

- OECD. (2019). Fish, Acute Toxicity Test. *Oecd*, July, 1–9. <https://doi.org/10.1787/9789264069961-en>
- Pandey, J., & Singh, R. (2017). Heavy metals in sediments of Ganga River: up- and downstream urban influences. *Applied Water Science*, 7(4), 1669–1678. <https://doi.org/10.1007/S13201-015-0334-7/FIGURES/4>
- Pane, E. F., Smith, C., McGeer, J. C., & Wood, C. M. (2003). Mechanisms of acute and chronic waterborne nickel toxicity in the freshwater cladoceran, *Daphnia magna*. *Environmental Science & Technology*, 37(19), 4382–4389.
- Pérez-Legaspi, I. A., Garatachia-Vargas, M., García-Villar, A. M., & Rubio-Franchini, I. (2017). Evaluation of the sensitivity of the tropical cladoceran *Ceriodaphnia cornuta* to heavy metals. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 49–56. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.04>
- Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzian, L., Nalecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., & Tothova, L. (2003). A practical and user-friendly toxicity classification system with microbioassays for natural waters and wastewaters. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 18(6), 395–402.
- Picone, M., Distefano, G. G., Marchetto, D., Russo, M., Vecchiato, M., Gambaro, A., Barbante, C., & Ghirardini, A. V. (2021). Fragrance materials (FMs) affect the larval development of the copepod *Acartia tonsa*: An emerging issue for marine ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 215, 112146.
- Rand, G. M., & Petrocelli, S. R. (1985). *Fundamentals of aquatic toxicology*. HEMISPHERE,.
- Roig, N., Sierra, J., Nadal, M., Moreno-Garrido, I., Nieto, E., Hampel, M., Gallego, E. P., Schuhmacher, M., & Blasco, J. (2015). Assessment of sediment ecotoxicological status as a complementary tool for the evaluation of surface water quality: the Ebro river basin case study. *Science of the Total Environment*, 503, 269–278.
- Saldaña, P., Lerdo, T. A., Gómez, M. A., & López, R. (2002). La importancia de incluir análisis de toxicidad en descargas industriales y municipales que afectan a los cuerpos receptores. *Instituto Mexicano de Tecnología Del Agua*, 1–11.
- Salmoral, G., Zegarra, E., Vázquez-Rowe, I., González, F., del Castillo, L., Saravia, G. R., Graves, A., Rey, D., & Knox, J. W. (2020). Water-related challenges in nexus governance for sustainable development: Insights from the city of Arequipa, Peru. *Science of The Total Environment*, 747, 141114. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141114>
- Segura, R., Arancibia, V., Zúñiga, M. C., & Pastén, P. (2006). Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. *Journal of Geochemical Exploration*, 91(1–3), 71–80. <https://doi.org/10.1016/J.GEXPLO.2006.03.003>
- Shanbehzadeh, S., Vahid Dastjerdi, M., Hassanzadeh, A., & Kiyanzadeh, T. (2014). Heavy metals in water and sediment: A case study of Tembi River. *Journal of Environmental and Public Health*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/858720>
- Tavares, K. P., de Oliveira, Á. C., Vicentini, D. S., Melegari, S. P., Matias, W. G., Barbosa, S., & Kummrow, F. (2014). Acute toxicity of copper and chromium oxide nanoparticles to *Daphnia similis*. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 9(1), 43–50.
- Tyler, G., & Olsson, T. (2001). Concentrations of 60 elements in the soil solution as related to the soil acidity. *European Journal of Soil Science*, 52(1), 151–165. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2389.2001.T01-I-00360.X>

Zagatto, P.A., & Bertolotti, E. (2008). *Ecotoxicologia aquática princípios e aplicações*.

Zhang, W., Sun, X., Chen, L., Lin, K., Dong, Q., Huang, C., Fu, R., & Zhu, J. (2012). Toxicological effect of joint cadmium selenium quantum dots and copper ion exposure on zebrafish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (9), 2117–2123.