

ACUMULACIÓN DE METALES CONTAMINANTES EN AGUAS Y SEDIMENTOS¹

ACCUMULATION OF POLLUTING METALS IN WATER AND SEDIMENTS

Dalmiro Aurelio Cornejo Olarte²

Wilber Paredes Ugarte³

Julio Pedro Quispe Aymachoque⁴

Veronica Llanos Condori⁵

Jorge Luis Apaza Cruz⁶

Pares evaluadores: Red de Investigación en Educación, Empresa y Sociedad – REDIEES.⁷

¹ Derivado del proyecto de investigación: Estudio Integral de la Contaminación en la Cuenca del río Ramis Puno-Perú

² M. Sc. Docente Universidad Nacional del Altiplano-Puno dcornejo@unap.edu.pe ORCID: 0000-0002-5813-9844

³ Dr Docente Universidad Nacional del Altiplano- Puno wilberparedes@unap.edu.pe ORCID: 0000-0002-7556-9264

⁴ Mg. Docente Universidad Nacional del Altiplano-Puno pquispe@unap.edu.pe ORCID: 0000-0003-1737-7202

⁵ Mg. Docente Universidad Nacional del Altiplano-Puno vllanos@unap.edu.pe ORCID: 0000-0003-1145-4406

⁶ Ingeniero Electrónico, Magister scientiae en: Ingeniería Mecánica Eléctrica y Doctoris Scientiae en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de la Universidad Nacional Del Altiplano. Docente investigador. Miembro del instituto de investigación de ciencias de la educación, correo electrónico institucional: jlapaza@unap.edu.pe.

⁷ Red de Investigación en Educación, Empresa y Sociedad – REDIEES. www.rediees.org

1. ACUMULACIÓN DE METALES CONTAMINANTES EN AGUAS Y SEDIMENTOS⁸

Dalmiro Aurelio Cornejo Olarte⁹, Wilber Paredes Ugarte¹⁰, Julio Pedro Quispe Aymachoque¹¹, Veronica Llanos Condori¹², Jorge Luis Apaza Cruz¹³

RESUMEN

Los metales pesados y metaloides que contaminan los recursos hídricos y suelos plantean una de las más severas problemáticas que compromete la seguridad alimentaria y salud pública a nivel local y global. Los metales contaminantes más importantes, dada su toxicidad y abundancia son: mercurio, cadmio, cromo, plomo y arsénico; la toxicidad que ejercen estos metales sobre diferentes fuentes de vida y su biodisponibilidad, pueden resultar peligrosos para la salud humana. El tiempo de residencia de estos contaminantes en: aguas es de medio a alto y el daño que causan es alto y hasta letal debido a que los contaminantes se ingieren por esta vía y en suelos también es alto debido a que los contaminantes llegan vía aérea y agua, por tanto, el daño ocasionado a los organismos es alto. Esta revisión resalta el origen litogénico y antropogénico de los metales pesados y que la contaminación de aguas está en relación directa con la formación de sedimentos en sus cauces, además de ser acumuladores de metales tóxicos y no tóxicos, por su carácter no biodegradable. El fin de concientizar en investigaciones sobre el tema, que conlleve a la disminución de los riesgos de los metales tóxicos en los ecosistemas.

⁸ Derivado del proyecto de investigación: Estudio Integral de la Contaminación en la Cuenca del río Ramis Puno-Perú

⁹ M. Sc. Docente Universidad Nacional del Altiplano-Puno dcornejo@unap.edu.pe ORCID: 0000-0002-5813-9844

¹⁰ Dr Docente Universidad Nacional del Altiplano- Puno wilberparedes@unap.edu.pe ORCID: 0000-0002-7556-9264

¹¹ Mg. Docente Universidad Nacional del Altiplano-Puno pquispe@unap.edu.pe ORCID: 0000-0003-1737-7202

¹² Mg. Docente Universidad Nacional del Altiplano-Puno vllanos@unap.edu.pe ORCID: 0000-0003-1145-4406

¹³ Ingeniero Electrónico, Magister scientiae en: Ingeniería Mecánica Eléctrica y Doctoris Scientiae en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de la Universidad Nacional Del Altiplano. Docente investigador. Miembro del instituto de investigación de ciencias de la educación, correo electrónico institucional: jlapaza@unap.edu.pe.

ABSTRACT

Heavy metals and metalloids that pollute soil and water resources pose one of the most severe problems that compromise food safety and public health at the local and global level. The most important polluting metals, given their toxicity and abundance, are: mercury, cadmium, chromium, lead and arsenic; the toxicity that these metals exert on different sources of life and their bioavailability, can be dangerous for human health. The residence time of these pollutants in: waters is medium to high and the damage they cause is high and even lethal because the pollutants are ingested in this way; and in soils it is also high because the contaminants arrive via air and water, therefore, the damage caused to the organisms is high. This review highlights the lithogenic and anthropogenic origin of heavy metals and that water pollution is directly related to the formation of sediments in its causes, in addition to being accumulators of toxic and non-toxic metals, due to their non-biodegradable nature. In order to raise awareness in research on the subject, which leads to the reduction of the risks of toxic metals in ecosystems.

PALABRAS CLAVE: Aguas, Contaminación, Metales pesados, Sedimentos, Toxicología.

Keywords: Waters, Pollution, Heavy metals, Sediments, Toxicology.

INTRODUCCIÓN

Investigaciones sobre metales pesados y algunos metaloides en los ecosistemas acuáticos son de gran interés debido a la preocupante contaminación al medio ambiente y el efecto que desempeñan estos en los seres vivos (Y. Chen *et al.*, 2013; A. Singh *et al.*, 2010). Actualmente se continúa realizando investigaciones que permitan conocer el origen y destino de estos metales para así poder determinar y cuantificar los efectos ecotoxicológicos que tienen sobre toda la biota que habita en estos medios (Khatri *et al.*, 2015). Es necesidad considerar la calidad del agua que ha ido decreciendo por actividades antropogénicas que se desarrollan en las cuencas (deforestación, ruptura de tierras marginales, minería, pesquería, agricultura, extracción de áridos, etc.), y por el inadecuado uso del recurso por parte de los usuarios (Martínez-Rodríguez *et al.*, 2015; Monte *et al.*, 2015). Además, se evalúa la calidad del agua determinando los componentes físicos y químicos de la columna de agua superficial, sin considerar a los sedimentos, que la influyen directamente, a través de la dinámica interfaz sedimento-agua. El análisis de sedimentos es usado como un indicador medioambiental (bio-indicador) para evaluar la magnitud de la contaminación en un sistema acuático, como estos continuamente interactúan con la fase líquida, es conveniente combinar análisis de sedimento y agua (Y. Li *et al.*, 2018; Milner *et al.*, 2016).

1. FUENTES DE METALES CONTAMINANTES EN AGUAS Y SUELOS

Los metales pesados ocurren naturalmente en procesos pedogenéticos de erosión natural de la corteza terrestre en niveles que se consideran traza (<1000 mg/kg) y pequeñas cantidades de tóxicos (Kabata-Pendias, 2000; Pierzynski *et al.*, 2005; R. Singh *et al.*, 2011). Debido a la perturbación y aceleración del ciclo geoquímico de los metales la mayoría de los suelos de los ambientes rurales y urbanos acumulan uno o más de los metales pesados (elementos cuya densidad es $> 5 \text{ g/cm}^3$) y tienen aplicación directa en numerosos procesos de producción de bienes y servicios (Fergusson, 1990). Los más importantes: Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Estaño (Sn) y Zinc (Zn); algunos metaloides: arsénico (As) y antimonio (Sb). Los términos metales pesados y metales tóxicos (son aquellos cuya concentración en el ambiente puede causar daños en la salud de las personas, plantas, animales, ecosistemas u otros medios) se usan

como sinónimos, pero sólo algunos de ellos pertenecen a ambos grupos (Nordberg *et al.*, 2014). Los metales pesados para los seres humanos están relacionados con la biodisponibilidad, las vías de asimilación incluyen la ingestión de plantas (Cadena alimentaria), o la ingestión directa (Biodisponibilidad) de suelos contaminados (Basta & Gradwohl, 1998). Los metales tóxicos se convierten en contaminantes esencialmente en el suelo por: (i) que se generan rápidamente en los ciclos naturales, (ii) la transferencia de metales al ambiente producto de la minera y otros residuos industriales, y (iii) la forma química (especie) de un metal en el ambiente receptor que puede hacerse biodisponible (D'Amore *et al.*, 2005). Un balance de masa en suelos pueden expresarse como (Lombi & Gerzabek, 1998; Nicholson *et al.*, 2003):

$$M_{total} = (M_p + M_a + M_f + M_{ag} + M_{ow} + M_{ip}) - (M_{cr} + M_l)$$

Donde

M = metal pesado; p = material padre o roca madre; a = deposición atmosférica; f = origen fertilizante; ag = origen agroquímico; ow = fuente de residuos orgánicos; ip = otros poluyentes orgánicos; cr = eliminación de cultivos; l = pérdidas por lixiviación y volatilización

La emisión antropogénica de metales pesados en la atmósfera es en el orden de uno a tres veces mayor que los flujos naturales (Sposito & Page, 1984) y en suelos son más móviles, por lo tanto, más biodisponibles que los pedogénicos o litogénicos (Kaasalainen & Yli-Halla, 2003; Kuo *et al.*, 1983). Principales fuentes contaminantes:

1.1. Origen Natural. El contenido en elementos metálicos de un suelo libre de interferencias humanas, dependen de la composición de la roca madre originaria y de los procesos erosivos sufridos por los materiales que conforman el mismo (Adriano, 1986; Chabukdhara & Nema, 2015). La acción de los factores medioambientales sobre las rocas y los suelos derivados de ellas son los determinantes de las diferentes concentraciones basales (niveles de fondo) de metales pesados en los sistemas fluviales (aguas, sedimentos y biota) (Galán *et al.*, 2003). La composición físico-química, tamaño de partículas, distribución y mineralogía de los sedimentos afectan la concentración de los metales pesados de origen natural (Aguado *et al.*, 1997).

1.2. Fertilizantes. Históricamente, la agricultura fue la primera influencia humana en el suelo (Scragg, 2005). Las plantas para crecer y completar su desarrollo requieren no sólo macronutrientes (N, P, K, S, Ca y Mg), también micronutrientes esenciales (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni y Zn) para su crecimiento saludable (Sumner, 2000) y pueden ser suministrados a los cultivos adicionándolos a los suelos como aerosol foliar. Por ejemplo, se adiciona Cu y Mn en suelos de cultivos de cereales que son deficientes en Cu, se agrega fertilizantes a suelos de cultivos intensivos para proporcionar N, P y K; adicionalmente suministran trazas de metales pesados (Cd, Pb, F, Hg y otros) (Jiao et al., 2012; Rodríguez Alfaro et al., 2012) como impurezas que después de una fertilización continua aumentan significativamente su contenido en el suelo y no tienen actividad fisiológica alguna (Atafar *et al.*, 2010; Khan *et al.*, 2008; Ning *et al.*, 2017).

1.3. Plaguicidas. Varios plaguicidas utilizados en el pasado en la agricultura y la horticultura contienen concentraciones sustanciales de metales tóxicos. Por ejemplo, algunos insecticidas y fungicidas en el Reino Unido contenían además compuestos de Cu, Hg, Mn, Pb o Zn (MacBean, 2012; Ohkawa *et al.*, 2007; Stenersen, 2004; WHO, 2001), el Cu contenido en los aerosoles como la mezcla de Burdeos (sulfato de cobre) y el oxiclорuro de cobre o el As del arseniato de plomo utilizado en los huertos para controlar algunos insectos parásitos (WHO, 2018) o compuestos de arsénico utilizados para las garrapatas de ganado y para controlar las plagas en el banano (Nueva Zelanda) o formulaciones de Cu, Cr y As (CCA) utilizados como conservadores de madera (Australia), todos estos quedan abandonados aumentando sus concentraciones iniciales y se vuelven un peligro en el reúso de los suelos para actividades agrícolas o no agrícolas (Tóth *et al.*, 2016). En comparación con los fertilizantes, el uso de estos compuestos es más localizada, quedando restringida a lugares de cultivos (McLaughlin *et al.*, 2000).

1.4. Biosólidos y estiércol. Son sólidos orgánicos producidos por procesos de tratamiento de aguas residuales que pueden ser reciclados por su alto contenido de nutrientes (Silveira *et al.*, 2003; USEPA, 1994) y tienen numerosas aplicaciones (compost), pero introducen a los suelos metales como As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Mo, Zn, Tl, Sb, y otros compuestos (Basta & Gradwohl, 1998; González-Flores *et al.*, 2011). Desechos de animales

como aves de corral, ganado y estiércol de cerdo aplicados en la agricultura para cultivos y pastos ya sea como sólidos o lodos también contienen altas concentraciones de As, Cu y Zn, que pueden acumularse en los suelos a largo plazo (p.ej. el Cu y Zn son añadidos a las dietas de algunos animales como promotores de crecimiento) (Canet *et al.*, 1998). Se estima que, en los EEUU, Comunidad Europea, Australia y en otros lugares se utiliza como abonos para suelos agrícolas (Silveira *et al.*, 2003; Weggler *et al.*, 2004). Existe también un gran interés en el compostaje de biosólidos con otros materiales orgánicos como aserrín, paja, o desechos de jardín, las implicaciones serán la contaminación de los suelos por metales (Pb, Ni, Cd, Cr, Cu y Zn) cuyas concentraciones en los suelos se rigen por la naturaleza y la intensa actividad industrial, así como el tipo de proceso empleado durante el tratamiento de los biosólidos (Ozores-Hampton & Mendez, 2010). Bajo determinadas condiciones, los metales añadidos a los suelos por los biosólidos se pueden lixiviar y discurrir a través del perfil del suelo y pueden contaminar las aguas subterráneas, por ejemplo, en Nueva Zelanda se demostró un aumento de concentraciones de Cd, Ni y Zn en lixiviados de drenaje (Keller *et al.*, 2002).

1.5. Aguas residuales. La aplicación de normas municipales a las aguas residuales y efluentes relacionados con la tierra data de 400 años y ahora es una práctica común en muchas partes del mundo (Reed *et al.*, 1995), se estima que 20 millones de hectáreas de suelos de cultivo se riegan con aguas residuales, porque los agricultores están más interesados en maximizar sus rendimientos y beneficios importándoles poco o nada los riesgos ambientales. Aunque las concentraciones de metales en efluentes de aguas residuales son relativamente bajas, el riesgo a largo plazo puede resultar en la acumulación en el suelo (Zamora *et al.*, 2008).

1.6. Procesos de Minería y Metalurgia y sus Desechos. La minería y procesos metalúrgicos en muchos países han legado elevadas concentraciones de contaminantes metálicos en el suelo producto de la descarga de material estéril (relaves) en las depresiones naturales, humedales y otros (Adamu *et al.*, 2015; Lopez Pamo *et al.*, 2002; Medel Reyes *et al.*, 2008; Popa *et al.*, 2013; Romero *et al.*, 2008). Contaminantes de suelos como el Pb y Zn plantean riesgos para la salud humana y ecológica (UNEP, 2010), la recuperación y utilización de estos lugares son costosos y no pueden ser restaurados para la productividad

del suelo. Otros metales son generados por industrias como: textiles, bronceados, petroquímicos, derrames accidentales de petróleo o utilización de productos a base de petróleo y las instalaciones farmacéuticas de composición muy variable, estas actividades son poco beneficiosos para la agricultura o la silvicultura y los metales se elimina en los suelos.

1.7. Fuentes Aéreas. Las fuentes aéreas de metales incluyen emisiones de pilas (apilado de materiales en grandes toneladas) cuando están secas y/o húmedas mediante mecanismos de precipitación son eliminados por corrientes de aire, gas o vapor, y emisiones fugases de polvo, algunos metales como As, Cd, y Pb también pueden volatilizarse por tratamiento a altas temperaturas (Dore *et al.*, 2014) estos metales se convierten en óxidos y se condensan en forma de partículas finas que se mantienen en suspensión (Beamish *et al.*, 2011; C. S. L. Lee *et al.*, 2007; Querol, 2008). Otras emisiones aéreas altamente contaminantes son las chimeneas municipales (Font *et al.*, 2015; Patra *et al.*, 2017) y los humos producidos por las plantas de fundición encontrándose alta concentración de Cd, Pb, y Zn (Pandey *et al.*, 2014) y en menor cuantía la contaminación del suelo por emisión de Pb de los combustibles fósiles (combustión de gasolina que contiene plomo tetraetilo), en zonas urbanas y adyacentes a las principales carreteras. Zn y Cd también se añaden a los suelos adyacentes a las carreteras, provenientes de neumáticos y aceites lubricantes (Deng *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2013; WHO, 2010), los últimos años también se debe considerar metales pesados asociados a aerosoles (Oucher *et al.*, 2015).

1.8. Residuos hospitalarios. Se consideran Desechos Sólidos Hospitalarios (DSH) los generados por una Instalación de Salud (B.-K. Lee *et al.*, 2004), la mayoría son bioinfecciosos; sin embargo, para compuestos químicos (Hg, Pb, Cd, Ba Cr, Ni, Cu y otros) incluyendo los radiactivos, se ha comprobado el inadecuado manipuleo, almacenamiento, tratamiento de residuos y desconocimiento de normas de seguridad siendo la principal fuente de contaminación, a este problema también se puede añadir la incineración de productos químicos como fuente de contaminantes tóxicos (Leung *et al.*, 2008; R. Singh *et al.*, 2011; S. Singh & Prakash, 2007; Zhao *et al.*, 2009).

1.9. Residuos electrónicos. La producción de equipos eléctricos y electrónicos (EEE: electrical and electronic equipment) es una de las actividades manufacturadas de más rápido crecimiento económico y demanda en el mundo. Este desarrollo ha dado lugar a un aumento de los residuos eléctricos y equipos electrónicos (WEEE: waste electric and electronic equipment), convirtiéndose en una fuente de residuos que suponen un riesgo para el medio ambiente, los diferentes metales presentes en los WEEE (66%) son: Fe, Cu, Al y Au; tóxicos como el Pb, Cr, Cd y Hg (Babu *et al.*, 2007; Tsydenova & Bengtsson, 2011) y otros contaminantes no metálicos (34%), el fierro es el material más común encontrado en los componentes electrónicos (Morf *et al.*, 2007). La acumulación y almacenamiento en áreas de reciclaje también contaminan el ambiente. A pH inferiores a 4 se acelera la disolución y movilidad de los metales pesados de los depósitos residuales (Sridhar & Bammekke, 1986), esto ocurre con mayor preocupación en países que no utilizan tecnologías apropiadas de tratamiento para este tipo de residuos (Yáñez *et al.*, 2002). También la quema de algunos residuos produce cenizas que luego son transportados a los ríos y lagos con su consecuente polución (Nnorom & Osibanjo, 2008), la década de 1994 y 2003 fue más evidente donde 500 millones de ordenadores personales que contiene aproximadamente 718.000 tn de Pb, 1.363 tn de Cd y 287 tn de Hg, llegaron a su fin de vida (Smith *et al.*, 2006).

1.10 Contaminantes emergentes: El término de contaminantes emergentes (CE) se utiliza para referirse a compuestos de distinto origen y naturaleza química, cuya presencia en el medio ambiente no se considera significativa en términos de distribución y/o concentración, por lo que pasan inadvertidos (Petrie *et al.*, 2015), no obstante ahora están siendo ampliamente detectados y tienen el potencial de acarrear un impacto ecológico, así como efectos adversos sobre la salud (Siddique *et al.*, 2016; Stuart *et al.*, 2012). La característica de estos grupos de contaminantes es que no necesitan estar constantemente en el ambiente para causar efectos negativos, puesto que sus altas tasas de transformación/remoción se pueden compensar por su introducción continua en el ambiente (Sorensen *et al.*, 2015).

2. ASPECTO HIDRODINÁMICO

La interacción entre el escurrimiento y el lecho en un cauce natural determina el comportamiento de los sedimentos al interior del sistema, en la interfaz agua/lecho ocurre un intercambio constante de masa, calor, energía y momentum, a distintas escalas espaciales y temporales, el intercambio de masa disuelta entre los sedimentos de fondo y la columna de agua determina su calidad, debido a la capacidad de los sedimentos de adsorber contaminantes como los metales pesados. Existe evidencia que la turbulencia de la columna de agua es un factor determinante de intercambio con otros parámetros químicos (Hondzo, 1998). Por ejemplo, los procesos químicos de los metales determinan la disponibilidad de los solutos para ser transferidos desde los sedimentos a la columna de agua, pero la turbulencia domina los flujos másicos en la interfaz sedimento/agua, la turbulencia controla la existencia de vórtices que perturban la capa límite difusiva forzando tasas de intercambio mayores que las que se tendrían por efectos puramente moleculares (Huettel & Webster, 2001). Los procesos de deposición y erosión del material fino presentes en el lecho, son controlados también por la turbulencia del flujo determinan la posibilidad de retener los contaminantes adsorbidos en las partículas de sedimento en el lecho (en el caso de la sedimentación) aumentando sus tiempos de residencia o, por el contrario poner material fino en la columna favoreciendo procesos de desorción (en el caso de procesos de erosión o suspensión de partículas desde el lecho) (Niño *et al.*, 2003).

3. ASPECTO QUÍMICO DEL AGUA Y SEDIMENTOS

En los sistemas acuáticos se disuelven numerosas sales y sustancias de acuerdo a sus solubilidades. Diferentes materiales y diferentes estructuras geológicas son fuente de una gran variedad de iones disueltos en aguas superficiales; además, nos permite conocer el tipo de suelo que atraviesa el cauce del agua. Algunos de estos iones se encuentran en forma mayoritaria, respecto a los demás elementos en todas las aguas continentales: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , mientras que otros se hallan a niveles de trazas, como es el caso de algunos metales, siendo algunos de ellos necesarios para el correcto desarrollo de los microorganismos, plantas y animales. La importancia de los metales pesados en aguas y sedimentos es por su elevada toxicidad, alta persistencia y rápida acumulación por los organismos vivos (Förstner & Wittmann, 1981; Dekov *et al.*, 1998).

3.1 El agua: *Calidad química*

El agua es esencial para la vida y todas las personas deben disponer de un suministro satisfactorio (suficiente, inocuo y accesible) (WHO, 2017). La mejora del acceso al agua potable puede proporcionar beneficios tangibles para la salud. Debe realizarse el máximo esfuerzo para lograr que la inocuidad del agua de consumo sea la mayor posible (OMS, 2006). La evaluación de la idoneidad de la calidad química del agua de consumo se basa en comparar los resultados de los análisis con los valores de referencia (estándares de calidad). En el caso de los aditivos (sustancias procedentes en su mayoría de los materiales y productos químicos utilizados en la producción y distribución del agua de consumo), debe haber un control estricto de estos productos y debe determinarse sus concentraciones y tener en cuenta su evolución para calcular un valor que puede compararse con el valor referencial. *Valor referencial* es la concentración de un componente tolerable que no ocasiona un riesgo para la salud cuando se consume durante toda una vida (p.e., plomo y nitrato) se fijan de modo que protejan poblaciones vulnerables y población en general que consume el agua durante toda la vida (IPCS, 2004, 2010).

Sustancias químicas con umbral de toxicidad

En la mayoría de casos de toxicidad, se cree que existe una dosis por debajo de la cual no se producirá ningún efecto adverso. En el caso de las sustancias químicas que ocasionan tales efectos tóxicos, se debe calcular una ingesta diaria tolerable (*TDI*) para el criterio de valoración más sensible de un estudio relevante, preferiblemente que la sustancia se haya administrado en el agua de consumo:

$$TDI = \frac{(NOAEL \text{ o } LOAEL \text{ o } BMDL)}{\left(UF \frac{Y}{O} CSAF\right)}$$

Donde:

Ingesta Diaria tolerable (TDI); es una estimación de la cantidad de una sustancia presente en los alimentos y el agua de consumo, en (mg/kg o ug/kg) de peso corporal, Para contaminantes químicos es apropiado decir *ingesta diaria aceptable (AID)*, que significa la permisibilidad más que la aceptabilidad

NOAEL = no-observed-adverse-effect level = Dosis o concentración máxima de una sustancia química, determinada en un solo estudio.

LOAEL = lowest-observed-adverse-effect level = Puede ser utilizado para dosis o concentraciones bajas observadas, que tengan un efecto adverso para la salud.

BMDL = lower confidence limit on the benchmark dose (Límite de confianza inferior en la dosis de referencia). Para los efectos de umbral de toxicidad es necesario incluir la dosis de referencia (*BMD*) o el límite de confianza inferior en la dosis de referencia.

UF = uncertainty factor. La aplicación de factores de incertidumbre o de seguridad se ha utilizado tradicionalmente y con éxito en la elaboración de *AIDs* y *TDIs* para aditivos alimentarios, plaguicidas y contaminantes ambientales.

CSAF = chemical-specific adjustment factor

Tabla 1. Fuentes de incertidumbre valores de referencia

Fuente de incertidumbre	Factor
-Variación interespecífica (extrapolación experimental entre los animales y el ser humano)	1-10
-Variación intraespecífica (teniendo en cuenta las variaciones individuales entre seres humanos)	1-10
-Idoneidad de los estudios o la base de datos	1-10
-Naturaleza y gravedad del efecto	1-10

Fuente: WHO 2011

El valor de referencia (*VR*) se calcula a partir de *TDI* del modo siguiente:

$$VR = (TDI \times bw \times P) / C$$

Donde: *bw* = peso corporal; *C* = consumo de agua diario; *P* = proporción de la TDI asignada al agua de consumo

El supuesto predeterminado al consumo de un adulto es de 2L de agua diarios, relativo al peso corporal de 60 kg. En niños, considerados vulnerables a una sustancia concreta, se presupone una ingesta 1L para un peso corporal de 10 kg, para el grupo más vulnerable como los lactantes alimentados con biberón, se presupone una ingesta de 0,75L para un peso corporal de 5 kg (WHO, 2017).

Aguas superficiales y metales pesados

En relación con la calidad química y la salud, existe dos criterios fundamentales para identificar sustancias químicas específicas de interés para la salud pública (WHO, 2010): - alta probabilidad de exposición al consumir el agua potable y, -peligro significativo para la salud. La ocurrencia natural de químicos en el agua raramente es extremadamente peligrosa para la salud, aunque los nitratos en el agua pueden ser un riesgo para la salud de niños (menores de 6 meses). Otros productos químicos naturales (tales como fluoruro y arsénico) pueden causar problemas crónicos en la salud, cuando se ingieren por periodos prolongados. Ciertas sustancias químicas, como el hierro o el manganeso, pueden estar presentes en el agua y tienen cierta aceptabilidad, pero tienen una importancia sanitaria limitada (WHO, 2010). En los estuarios se ha incrementado la concentración de metales pesados como consecuencia de la agricultura, actividades industriales (Förstner, 1993; Weber *et al.*, 2013), y el acelerado crecimiento demográfico, los cuales favorecen las descargas hacia la atmósfera, suelos, y agua. Formándose así, reservorios de elementos disueltos y suspendidos, incrementados por efecto de la biota y los mecanismos *in situ* (Adriano, 1986; Ali & Khan, 2017; Sadiq, 1992; J. Zhang, 1995). El transporte a los estuarios de los elementos metálicos se efectúa a través de cada uno de los siguientes mecanismos: asociaciones inorgánicas, especies iónicas disueltas, complejación con moléculas orgánicas disueltas, adsorción, precipitación, coprecipitación sobre el material suspendido incorporaciones en materiales biológicos y estructuras cristalinas. De igual manera, las reacciones en las cuales pueda participar el elemento juegan un papel importantísimo en el comportamiento dentro del estuario debido, a que puedan ocurrir procesos de movilización, remoción, diagénesis, difusión y recirculación en la columna de agua y en algunos sedimentos, disminuyendo las concentraciones de ellos en una fase e incrementándolas en la otra (Schneider & Davey, 1995). El comportamiento y distribución de los metales no es tan fácil de entender, puesto que la conducta de ellos varía de un estuario a otro (Zhang J, 1995), debido al fuerte gradiente en la composición química del agua, variabilidad de las concentraciones del material en suspensión y a los complejos procesos hidrodinámicos, así mismo, señalan que los ciclos de las mareas influyen en la repartición y proceder de estos elementos en dichos medios. Los contaminantes orgánicos, los metales pesados y algunos metaloides, no se eliminan de los ecosistemas acuáticos en forma natural debido a que no son biodegradables (Ben Salem *et*

al., 2014; Chowdhury *et al.*, 2016; Doong *et al.*, 2008; Dummee *et al.*, 2012). Los metales en los sistemas acuáticos como los ríos tienden a formar asociaciones con sustancia minerales (carbonatos, sulfatos, etc.) y en mayor grado con sustancias orgánicas mediante fenómenos de intercambio iónico, adsorción, quelación, formación de combinaciones químicas etc., acumulándose principalmente en los sedimentos (Förstner & Wittmann, 1981).

3.2. Sedimentos y metales pesados

La formación de sedimentos es por acumulación de materiales de origen detrítico, químico u orgánico, resultantes de la erosión de rocas, precipitación de elementos disueltos en el agua (formación de sales: sulfatos, carbonatos y sílice) (Håkanson & Jansson, 1983; Song *et al.*, 2011) acumulación de materia orgánica; depositándose al disminuir la energía del fluido que los transporta (agua o viento). Su composición depende de los materiales que lo originan por procesos de meteorización u otros influenciados por el hombre (Chang *et al.*, 2009; Doménech, 1995). La carga sedimentaria de un río es sensible a un rango de controles ambientales, está relacionado con el suministro de sedimentos al río y su capacidad de transporte. Los cambios en la carga de sedimentos tienen importantes implicaciones para el ciclo geoquímico global y el flujo de carbono asociado a los sedimentos (UNESCO, 2009). En general, la composición química de un sedimento resulta de un componente orgánico (microorganismos, residuos o detritus) e inorgánicos. La naturaleza química primaria de un sedimento está determinada por los procesos de meteorización que lo han originado y de fraccionamiento mecánico (lavado) por efecto del transporte y la deposición (Bai & Reji, 2015; White, 1987). La composición original puede cambiar después de la deposición por procesos de diagénesis, litificación y metamorfismo. Estos sedimentos son una fuente principal de contaminación por metales (H. Chen *et al.*, 2016; Cornejo & Pacheco, 2009; Han *et al.*, 2017; J. Li *et al.*, 2015; Sindern *et al.*, 2016; Varol, 2011; Z. Zhang *et al.*, 2012).

Origen y composición química de sedimentos

La actividad humana (antropogénica) genera grandes cantidades de desechos tóxicos que son liberados al ambiente, ingresando a los diferentes compartimentos de los ecosistemas, ya sea aire, agua, suelo o biota, dependiendo su destino; de las propiedades fisicoquímicas, movilidad y persistencia de los compuestos que la integran (Shaw, 2016). De acuerdo al transporte, los sedimentos pueden ser de material disuelto, suspendido y

depositado, lo cual dependerá del tamaño de partícula y la turbulencia de la corriente (está influenciado por la calidad ecológica). Las partículas en suspensión son importantes en el sedimento, estas partículas finas mantenidas por la hidrodinámica del sistema pueden asentarse al disminuir la velocidad de la corriente o por presencia de partículas de mayor tamaño que se re depositan por gravedad estas pueden contener elementos tóxicos como metales pesados o servir como nutrientes o ser de naturaleza orgánica (Al-Mur *et al.*, 2017; Mountouris *et al.*, 2002; Sprovieri *et al.*, 2007; USEPA, 1997). Los metales pesados en los sedimentos están asociados a las “arcillas” partículas de tamaño entre 2-0,45 μm , con carga negativa que intercambian cationes y dada su gran área superficie/volumen, son altamente reactivas (A. K. Singh *et al.*, 1999), es decir, favorecen las interacciones de metales con el sedimento (Clément *et al.*, 2004). La fracción arcilla generalmente contiene cuarzo, feldespatos, óxidos de hierro y carbonatos, además de los minerales arcillosos. Los contaminantes y nutrientes están adsorbidos sobre las partículas a la forma de material orgánico, carbonatos y sulfuros, incluida en la matriz mineral de minerales específicos tales como apatita o fosfato de calcio, silicatos y otros no alterables. La línea base natural de un sedimento, representado por el material litogénico, varía geográficamente y temporalmente de acuerdo a las características geológicas, climáticas y biológicas (vegetación) (Ayers & Westcot, 1985; González, 1986). Se ha encontrado que la concentración promedio de elementos como Si, Al, Fe, K, Ga, Hg, Ta, Ti y U no varía, contrario al Ca, Cs, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sr y Zn, lo que se atribuye a la intensidad del proceso de intemperización. Por otra parte, al comparar la razón entre los elementos detectados en la fase disuelta y fase particulada, más del 90% de P, Ni, Si, Co, Mn, Cr, Pb, V y Cs fue transportado por las partículas (G. Chen & White, 2004; Sigg *et al.*, 1987).

Propiedades químicas de la superficie de las partículas

En general los mecanismos de adsorción presentes en la interfase sólido-líquido, se pueden clasificar en: a) Adsorción física, debido a fuerzas no específicas de atracción (tales como las fuerzas de Van der Waals) que involucran las nubes electrónicas tanto del metal como del adsorbente. b) Adsorción electrostática (intercambio de iones) debido a la atracción por fuerzas de Coulomb entre la carga del soluto. c) Adsorción específica, resultado de las fuerzas de atracción responsable de los enlaces químicos a sitios específicos de la superficie

del adsorbente, y d) Coprecipitación o formación de solución sólida, cuyo resultado puede conducir a la remoción de la especie metálica desde la solución. Los procesos de adsorción son influenciados por las características físicas y químicas de la solución natural. El pH, potencial redox, temperatura, concentración de agentes complejantes, concentración de elementos traza, especiación de éstos, propiedades enlazantes, fuerza iónica, composición y propiedades de la superficie, son factores significativos en la asociación de la interfase. Sin embargo, el factor más relevante en esta interacción es el pH, por ejemplo, los iones metálicos que se hidrolizan a pH inferior a 8,5 pueden ser adsorbidos por el material particulado (W. Chen *et al.*, 1996; Förstner & Salomons, 1980; Moalla *et al.*, 1997; Trivedi & Axe, 2000). La composición de los sedimentos es altamente heterogénea e incluye tanto minerales como materia orgánica. Los metales ingresan a través de procesos de precipitación, intercambio iónico, coprecipitación y adsorción (Forstner, 2004). Ciertas formas de metales son resistentes al intercambio con el agua, manteniéndose estables por largos períodos de tiempo (destacan los provenientes de restos rocosos y de matriz arcillosa), los sedimentos se comportan como aceptores finales de contaminantes (Burton, Jr., 2002; Rand *et al.*, 1995). En los sedimentos puede haber remobilización de especies hacia la columna de agua o por flujos eventuales (P. M. Chapman *et al.*, 1991; Hilscherova *et al.*, 2003; Hollert *et al.*, 2000; Wölz *et al.*, 2008). Porque los procesos químicos están fuertemente determinados por la degradación de materia orgánica que origina una secuencia de reacciones de óxido-reducción (redox), por tanto las propiedades superficiales de las partículas y la proporción de materia orgánica se relacionan con la biodisponibilidad de los mismos (Davies *et al.*, 1999; Kukkonen *et al.*, 2003; Sormunen *et al.*, 2008). Las principales variables que determinan la concentración de metales son: i- el potencial “redox”, este se origina al reaccionar la materia orgánica (en exceso) con el oxígeno, nitratos, sulfatos y bicarbonatos (proceso que remueve el oxígeno disuelto) formando especies reducidas (anhídrido carbónico, amonio, sulfuros y metano); ii- la granulometría, es un factor importante en la capacidad de retención de los metales; iii- concentración de coloides (óxidos de Mn, Fe y Al); y iv- la concentración de carbono orgánico y sulfuros (Besser *et al.*, 2004; P Chapman, 1990; Di Toro *et al.*, 1992; Ronco *et al.*, 2001). Por otra parte, existen numerosos estudios sobre los factores que afectan la capacidad de los sedimentos para captar y concentrar compuestos iónicos, principalmente metales y metaloides (As, Zn, Cu, Cd, Hg, Pb, entre otros), así como la complejación de

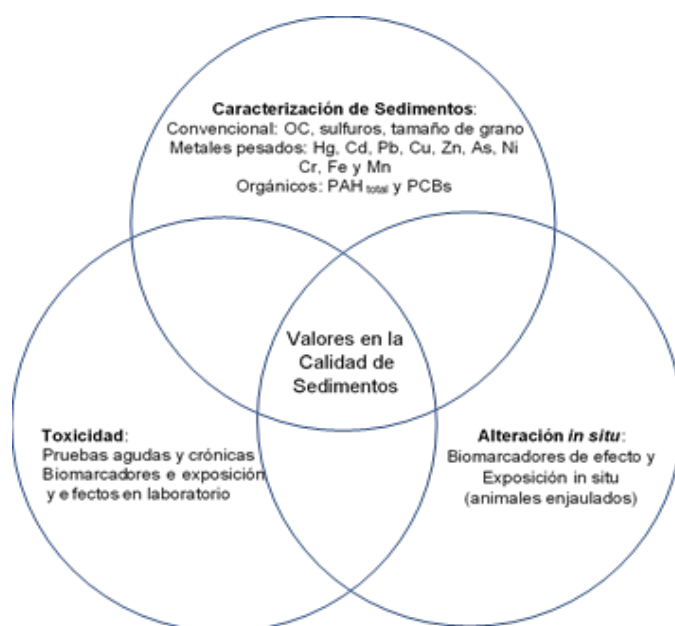
metales con otros componentes de la matriz, como por ejemplo carbono orgánico y óxidos de Fe y Mn (Correia & Costa, 2000; Di Toro *et al.*, 1992; Long *et al.*, 1998). Algunos procesos químicos que determinan la biodisponibilidad de los metales en los sedimentos están controlados directa o indirectamente por el nivel de oxígeno de la matriz. En sedimentos de fondo aeróbicos, la presencia de hidróxidos de hierro, manganeso, aluminio y el carbono orgánico tienden a disminuir la biodisponibilidad de metales. En sedimentos anóxicos, la biodisponibilidad de algunos metales (Cd, Cr, Ni, Pb y Zn), estaría regulada por la concentración de sulfuros (P. M. Chapman *et al.*, 1998), la presencia de cantidades lo suficientemente elevadas promueven la formación de sulfuros metálicos, de muy baja solubilidad. Consecuentemente, los niveles de metales disueltos en el agua intersticial se mantienen bajos, disminuyendo así su disponibilidad (Berry *et al.*, 1996). Las concentraciones de compuestos químicos en los sedimentos pueden ser muy elevadas, pero no tienen una relación directa con la biodisponibilidad. Este es un concepto muy importante en Ecotoxicología, ya que los tóxicos que no se encuentran biodisponibles, no se encuentran libres para ser incorporados por los organismos y por tanto no causar efectos adversos sobre los mismos (Newman & Unger, 2003). Varias actividades productivas, tales como la minería metálica y la agricultura, han modificado la calidad de los sedimentos repercutiendo en la calidad del agua superficial en los ríos. Esto constituye un riesgo ambiental, puesto que con estas mismas aguas se debe abastecer a la población y regar los suelos agrícolas.

Evaluación de la calidad de sedimentos

Una de las primeras evaluaciones de calidad de sedimentos fue el Sediment Quality Triad (SQT) (P. M. Chapman, 2000, 2002; P Chapman *et al.*, 1991; PM Chapman *et al.*, 1987; Martín-Díaz *et al.*, 2004). El SQT se basó sobre los índices, específicamente de la relación de valores de referencia (RTR) para cada parámetro de toxicidad química y estructura de la comunidad bentónica (PM Chapman *et al.*, 1987). El SQT ha sido posteriormente modificado, suprimiendo el enfoque RTR, e incorporando valores de calidad tanto genéricos como específicos de los sedimentos y un análisis multivariante (P. M. Chapman, 2000). Los enfoques de SQT evalúan el grado en que los contaminantes son responsables de la degradación de los sedimentos. Se trata de una técnica que involucra simultáneamente tres componentes: la química de los sedimentos (una medida de

contaminación), pruebas de toxicidad de sedimentos (mide los efectos biológicos y biodisponibilidad) y parámetros comunes in situ (alteraciones de campo) (Carr *et al.*, 1996).

Figura 1. Triada de calidad de sedimentos (SQT) (Martin D, 2004).



In situ se refiere a la estructura y función de una comunidad, son parámetros importantes, ya que integran todos los factores en el campo expuestos bajo condiciones reales durante mucho tiempo (Schulz, 2001), y de muchas generaciones (Por ejemplo, para algunas especies de invertebrados). Atributos estructurales (tales como números de especies, especies dominantes y abundancias) son fáciles de visualizar y manipular. Atributo funcional requiere de mayor conocimiento, pero pueden ser medidas de procesos de ecosistemas que trascienden de grupos de especies y hábitats (como producción primaria, respiración comunitaria, volumen de biomasa) (Suarez, 2012).

4. LOS METALES TÓXICOS MÁS COMUNES Y SUS EFECTOS EN LA SALUD HUMANA

La toxicidad de los metales pesados se puede definir como elevada tanto para microorganismos como para animales y plantas. Los metales pesados pasan del suelo a las plantas y de ahí a los mamíferos. El problema esencial es que debido a la semejanza entre muchos contaminantes y los elementos traza esenciales, las células pueden incorporar

elementos tóxicos que quedan dentro de ellas o son incorporados en su membrana causando un daño letal. Los metales tóxicos más relevantes y sus efectos son:

- Arsénico (As): bronquitis; cáncer de esófago, laringe, pulmón y vejiga; hepatotoxicidad; enfermedades vasculares; polineuritis (Alberto Castro & Edda Cristina Villaamil Lepori, 2015; Merola et al., 2014).

- Cadmio (Cd): bronquitis; enfisema; nefrotoxicidad; infertilidad; cáncer de próstata; alteraciones neurológicas; hipertensión; enfermedades vasculares y óseas. El cadmio se emplea industrialmente como agente antifricción, antioxidante, en aleaciones, en los semiconductores, baterías y en la manufactura de PVC, por citar varios ejemplos. El cadmio es considerado uno de los elementos más peligrosos para la alimentación humana, particularmente por su carácter

Acumulativo (C. Chen *et al.*, 2016; Hasan *et al.*, 2016).

- Cromo (Cr): las afecciones generales: produce tos, bronquitis crónica, ulceraciones del tabique nasal y piel, dolores respiratorios y de cabeza, hemorragia nasal, dermatitis aguda; es carcinogénico en seres humanos y produce cáncer del pulmón en animales. En seres humanos y animales expuestos a cromo (VI) en el agua potable se ha observado un aumento de tumores estomacales (Chaudhuri & Azizan, 2012; Cosme-Colón *et al.*, 2010).

- Mercurio (Hg): alteraciones neurológicas y sistema respiratorio. En realidad todas las formas de mercurio son potencialmente tóxicas, pero el rango de toxicidad varía considerablemente, siendo el vapor de mercurio la forma más peligrosa, dado que puede difundir a través de los pulmones hasta la sangre y luego hasta el cerebro, donde puede causar daños importantes (C. Chen *et al.*, 2016; Rigét *et al.*, 2011; Stone *et al.*, 2011).

- Plomo (Pb): es el metal con propiedades tóxicas que más se ha propagado en el ambiente en las últimas décadas. Alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia, cáncer de riñón. Los humos y el polvo proceden de la fundición de plomo, de la fabricación de insecticidas, pinturas, vidrios, y de las gasolinas que contienen aditivos de plomo (Rehman *et al.*, 2017; Wasi *et al.*, 2011).

CONCLUSIONES

La presencia de metales tóxicos en la naturaleza deteriora la calidad del agua, aire y suelo; convirtiéndose en venenos para todos los organismos vivos, en términos de bioacumulación y biomagnificación en tejidos y redes alimenticias, respectivamente. El monitoreo de los metales considerados tóxicos en aguas y sedimento debe ser permanente.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Adamu, C. I., Nganje, T. N., & Edet, A. (2015). Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 3, 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2014.11.001>

Adriano, D. C. (1986). Introduction. In *Trace Elements in the Terrestrial Environment* (pp. 1–45). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-1907-9_1

Aguado, J., Manarillo, I., & García, J. (1997). Contaminación por metales en sedimentos acuáticos: I: metales en los ecosistemas acuáticos. *Tecnología Del Agua*, 17(166), 44–50.

Al-Mur, B. A., Quicksall, A. N., & Al-Ansari, A. M. A. (2017). Spatial and temporal distribution of heavy metals in coastal core sediments from the Red Sea, Saudi Arabia. *Oceanologia*, 59(3), 262–270. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.03.003>

Alberto Castro, J., & Edda Cristina Villaamil Lepori, A. (2015). Toxicología Actualización Reconocimiento a la trayectoria del Prof Hidroarsenicismo crónico regional endémico en Argentina Chronicendemic regional hydroarsenicism in Argentina Hidroarsenicismo crônico regional endêmico na Argentina. *Acta Bioquím Clín Latinoam*, 49(1), 83–104.

Ali, H., & Khan, E. (2017). Environmental chemistry in the twenty-first century. *Environmental Chemistry Letters*, 15(2), 329–346. <https://doi.org/10.1007/s10311-016-0601-3>

Atafar, Z., Mesdaghinia, A., Nouri, J., Homae, M., Yunesian, M., Ahmadimoghaddam, M., & Mahvi, A. H. (2010). Effect of fertilizer application on soil heavy metal concentration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160(1–4), 83–89. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0659-x>

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Na; © FAO.

Babu, B. R., Parande, A. K., & Basha, C. A. (2007). Electrical and electronic waste: A global environmental problem. *Waste Management and Research*, 25(4), 307–318. <https://doi.org/10.1177/0734242X07076941>

Bai, Y. R., & Reji, T. F. A. F. (2015). Sediment quality of Tamiraparani River in

Kanyakumari district. *Journal of Saudi Chemical Society*, 19(2), 142–146.
<https://doi.org/10.1016/j.jscs.2012.01.004>

Basta, N., & Gradwohl, R. (1998). Remediation of heavy metal-contaminated soil using rock phosphate. *Better Crops*, 82(4), 29–30.

Beamish, L. A., Osornio-Vargas, A. R., & Wine, E. (2011). Air pollution: An environmental factor contributing to intestinal disease. *Journal of Crohn's and Colitis*, 5(4), 279–286. <https://doi.org/10.1016/j.crohns.2011.02.017>

Ben Salem, Z., Capelli, N., Laffray, X., Elise, G., Ayadi, H., & Aleya, L. (2014). Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roach tissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering*, 69, 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.072>

Berry, W. J., Hansen, D. J., Boothman, W. S., Mahony, J. D., Robson, D. L., Di Toro, D. M., Shipley, B. P., Rogers, B., & Corbin, J. M. (1996). Predicting the toxicity of metal-spiked laboratory sediments using acid-volatile sulfide and interstitial water normalizations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(12), 2067–2079. <https://doi.org/10.1002/etc.5620151203>

Besser, J. M., Brumbaugh, W. G., Kemble, N. E., May, T. W., & Ingersoll, C. G. (2004). Effects of Sediment Characteristics on the Toxicity of Chromium(III) and Chromium(VI) to the Amphipod, *Hyalella azteca*. *Environmental Science & Technology*, 38(23), 6210–6216. <https://doi.org/10.1021/es049715i>

Burton, Jr., G. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3(2), 65–76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>

Canet, R., Pomares, F., Tarazona, F., & Estela, M. (1998). Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge applications to soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29(5–6), 697–716. <https://doi.org/10.1080/00103629809369978>

Carr, R. S., Chapman, D. C., Howard, C. L., & Biedenbach, J. M. (1996). Sediment quality triad assessment survey of the Galveston Bay, Texas system. *Ecotoxicology*, 5(6), 341–364. <https://doi.org/10.1007/BF00351951>

Chabukdhara, M., & Nema, A. K. (2015). Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: A chemometric and geochemical approach. *Chemosphere*, 119,

1467–1469. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.06.019>

Chang, T. C., You, S. J., Yu, B. S., Chen, C. M., & Chiu, Y. C. (2009). Treating high-mercury-containing lamps using full-scale thermal desorption technology. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2–3), 967–972. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.129>

Chapman, P. M. (2000). The Sediment Quality Triad: then, now and tomorrow. *International Journal of Environment and Pollution*, 13(1/2/3/4/5/6), 351. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2000.002324>

Chapman, P. M. (2002). Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin*, 44(1), 7–15. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00253-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00253-3)

Chapman, P. M., Power, E. A., & Burton, G. A. (1991). Integrative Assessments in Aquatic Ecosystems. In *Sediment Toxicity Assessment* (pp. 313–340). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781351076555-14>

Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., & Allen, H. E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(10), 2221–2243. <https://doi.org/10.1139/f98-145>

Chapman, P. (1990). The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of The Total Environment*, 97–98, 815–825. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90277-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(90)90277-2)

Chapman, P. M., Dexter, R., & Long, E. (1987). Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 37, 75–96. <https://doi.org/10.3354/meps037075>

Chaudhuri, M., & Azizan, N. K. Bin. (2012). Adsorptive removal of chromium(VI) from aqueous solution by an agricultural waste-based activated carbon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(4), 1765–1771. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0981-8>

Chen, C., Xun, P., Nishijo, M., & He, K. (2016). Cadmium exposure and risk of lung cancer: a meta-analysis of cohort and case–control studies among general and occupational populations. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 26(5), 437–444. <https://doi.org/10.1038/jes.2016.6>

Chen, G., & White, P. A. (2004). The mutagenic hazards of aquatic sediments: a review. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 567(2–3), 151–225. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2004.08.005>

Chen, H., Wang, J., Chen, J., Lin, H., & Lin, C. (2016). Assessment of heavy metal contamination in the surface sediments: A reexamination into the offshore environment in China. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1–2), 132–140. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.079>

Chen, W., Tan, S. K., & Tay, J. H. (1996). Distribution, fractional composition and release of sediment-bound heavy metals in tropical reservoirs. *Water, Air, and Soil Pollution*, 92(3–4), 273–287. <https://doi.org/10.1007/BF00283563>

Chen, Y., Hu, W., Huang, B., Weindorf, D. C., Rajan, N., Liu, X., & Niedermann, S. (2013). Accumulation and health risk of heavy metals in vegetables from harmless and organic vegetable production systems of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 324–330. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.037>

Chowdhury, S., Mazumder, M. A. J., Al-Attas, O., & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of The Total Environment*, 569–570, 476–488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.166>

Clément, B., Devaux, A., Perrodin, Y., Danjean, M., & Ghidini-fatus, M. (2004). Assessment of Sediment Ecotoxicity and Genotoxicity in Freshwater Laboratory Microcosms. *Ecotoxicology*, 13(4), 323–333. <https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000033090.54897.94>

Cornejo, D. A., & Pacheco, M. E. (2009). Contaminación de aguas y sedimentos por As, Pb y Hg de la Cuenca del río Ramis, Puno - Perú. *Revista de Investigaciones (Puno) - Escuela de Posgrado de La UNA PUNO*, 5(4).

Correia, A. ., & Costa, M. . (2000). Effects of sediment geochemical properties on the toxicity of copper-spiked sediments to the marine amphipod *Gammarus locusta*. *Science of The Total Environment*, 247(2–3), 99–106. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00481-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00481-7)

Cosme-Colón, I., ... E. E.-... and H. H., & 2010, U. (2010). Application of low-cost sorbents to remove chromium from industrial wastewater discharges. In *Environmental and Human Health* (CRC Press).

<https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=kNbKBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA235&dq=Cosme-Colon+I,+Emmanuel+E,+Laboy-Nieves+EN.+2010.+Application+of+low-cost+sorbents+to+remove+chromium+from+industrial+wastewater+discharges.+En:+Laboy-Nieves+EN,+Goosen+MFA,+Emmanu>

D'Amore, J. J., Al-Abed, S. R., Scheckel, K. G., & Ryan, J. A. (2005). Methods for Speciation of Metals in Soils. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1707–1745. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0014>

Davies, N. A., Edwards, P. A., Lawrence, M. A. M., Taylor, M. G., & Simkiss, K. (1999). Influence of Particle Surfaces on the Bioavailability to Different Species of 2,4-Dichlorophenol and Pentachlorophenol. *Environmental Science & Technology*, 33(14), 2465–2468. <https://doi.org/10.1021/es9900499>

Deng, W. J., Louie, P. K. K., Liu, W. K., Bi, X. H., Fu, J. M., & Wong, M. H. (2006). Atmospheric levels and cytotoxicity of PAHs and heavy metals in TSP and PM_{2.5} at an electronic waste recycling site in southeast China. *Atmospheric Environment*, 40(36), 6945–6955. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.032>

Dekov, V.M., Araujo, F. Van Grieken, R., & Subramanian, V. (1998). Chemical composition of sediments and suspended matter from the Cauvery and Brahmaputra (India). *The Science of the Total Environment*, 212: 89 – 105, citado en Rosas H., 2001, Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Recuperado de: <http://www.tesisenred.net/handle/10803/6978>. [Noviembre 9, 2015].

Di Toro, D. M., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Carlson, A. R., & Ankley, G. T. (1992). Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science & Technology*, 26(1), 96–101. <https://doi.org/10.1021/es00025a009>

Doménech, X. (1995). *Química del suelo. El impacto de los contaminantes*. 190.

Doong, R.-A., Lee, S., Lee, C.-C., Sun, Y.-C., & Wu, S.-C. (2008). Characterization and composition of heavy metals and persistent organic pollutants in water and estuarine sediments from Gao-ping River, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6–12), 846–857. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.12.015>

Dore, A. J., Hallsworth, S., McDonald, A. G., Werner, M., Kryza, M., Abbot, J., Nemitz, E., Dore, C. J., Malcolm, H., Vieno, M., Reis, S., & Fowler, D. (2014). Quantifying

missing annual emission sources of heavy metals in the United Kingdom with an atmospheric transport model. *Science of the Total Environment*, 479–480(1), 171–180. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.001>

Dummee, V., Kruatrachue, M., Trinachartvanit, W., Tanhan, P., Pokethitiyook, P., & Damrongphol, P. (2012). Bioaccumulation of heavy metals in water, sediments, aquatic plant and histopathological effects on the golden apple snail in Beung Boraphet reservoir, Thailand. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 86, 204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.09.018>

Fergusson, J. (1990). *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*.

Font, A., de Hoogh, K., Leal-Sanchez, M., Ashworth, D. C., Brown, R. J. C., Hansell, A. L., & Fuller, G. W. (2015). Using metal ratios to detect emissions from municipal waste incinerators in ambient air pollution data. *Atmospheric Environment*, 113, 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.002>

Forstner, U. (2004). Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 9(1), 25–40. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2004.00231.x>

Förstner, U. (1993). Metal Speciation - General Concepts and Applications. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51(1–4), 5–23. <https://doi.org/10.1080/03067319308027608>

Förstner, U., & Salomons, W. (1980). Trace metal analysis on polluted sediments. *Environmental Technology Letters*, 1(11), 494–505. <https://doi.org/10.1080/09593338009384006>

Förstner, U., & Wittmann, G. (1981). Metal Transfer Between Solid and Aqueous Phases. In *Metal Pollution in the Aquatic Environment* (pp. 197–270). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-69385-4_5

Galán, E., Gómez-Ariza, J. L., González, I., Fernández-Caliani, J. C., Morales, E., & Giráldez, I. (2003). Heavy metal partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Applied Geochemistry*, 18(3), 409–421. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00092-6)

González-Flores, E., Tornero-Campante, M., Sandoval-Castro, E., Pérez-Magaña, A.,

& Gordillo-Martínez, A. (2011). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(4), 291–301.

González, S. (1986). Calidad de las aguas de riego en Chile. *Agricultura Técnica*, 46(4), 467–474.

Håkanson, L., & Jansson, M. (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-69274-1>

Han, D., Cheng, J., Hu, X., Jiang, Z., Mo, L., Xu, H., Ma, Y., Chen, X., & Wang, H. (2017). Spatial distribution, risk assessment and source identification of heavy metals in sediments of the Yangtze River Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1–2), 141–148. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.062>

Hasan, M., Khan, M. Z. H., Khan, M., Aktar, S., Rahman, M., Hossain, F., & Hasan, A. S. M. M. (2016). Heavy metals distribution and contamination in surface water of the Bay of Bengal coast. *Cogent Environmental Science*, 2(1). <https://doi.org/10.1080/23311843.2016.1140001>

Hilscherova, K., Kannan, K., Nakata, H., Hanari, N., Yamashita, N., Bradley, P. W., McCabe, J. M., Taylor, A. B., & Giesy, J. P. (2003). Polychlorinated Dibenzo- p -dioxin and Dibenzofuran Concentration Profiles in Sediments and Flood-Plain Soils of the Tittabawassee River, Michigan. *Environmental Science & Technology*, 37(3), 468–474. <https://doi.org/10.1021/es020920c>

Hollert, H., Dürr, M., Erdinger, L., & Braunbeck, T. (2000). Cytotoxicity of settling particulate matter and sediments of the Neckar River (Germany) during a winter flood. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(3), 528–534. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190302>

Hondzo, M. (1998). Dissolved oxygen transfer at the sediment-water interface in a turbulent flow. *Water Resources Research*, 34(12), 3525–3533. <https://doi.org/10.1029/1998WR900009>

Huettel, M., & Webster, I. (2001). Porewater flow in permeable sediments. In *Oxford University Press* (pp. 144–179). Transport processes and Biogeochemistry.

IPCS. (2004). *IPCS Risk Assessment Terminology*. International Programme on Chemical Safety. World Health Organization Geneva.

IPCS. (2010). *WHO Human Health Risk Assessment Toolkit: Chemical Hazards*. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC).

Jiao, W., Chen, W., Chang, A. C., & Page, A. L. (2012). Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. *Environmental Pollution*, 168, 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.052>

Kaasalainen, M., & Yli-Halla, M. (2003). Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils. *Environmental Pollution*, 126(2), 225–233. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00191-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00191-X)

Kabata-Pendias, A. (2000). *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>

Keller, C., McGrath, S. P., & Dunham, S. J. (2002). Trace metal leaching through a soil-grassland system after sewage sludge application. *Journal of Environmental Quality*, 31(5), 1550–1560. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1550a>

Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., Huang, Y. Z., & Zhu, Y. G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152(3), 686–692. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>

Khatri, A., Peerzada, M. H., Mohsin, M., & White, M. (2015). A review on developments in dyeing cotton fabrics with reactive dyes for reducing effluent pollution. *Journal of Cleaner Production*, 87, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.017>

Kukkonen, J. V. K., Landrum, P. F., Mitra, S., Gossiaux, D. C., Gunnarsson, J., & Weston, D. (2003). Sediment Characteristics Affecting Desorption Kinetics of Select PAH and PCB Congeners for Seven Laboratory Spiked Sediments. *Environmental Science & Technology*, 37(20), 4656–4663. <https://doi.org/10.1021/es0342594>

Kuo, S., Heilman, P. E., & Baker, A. S. (1983). D and forms of copper, zinc, cadmium, iron and manganese in soils near a copper smelter. *Soil Science*, 135(2), 101–109. <https://doi.org/10.1097/00010694-198302000-00004>

Lee, B.-K., Ellenbecker, M. J., & Moure-Ersaso, R. (2004). Alternatives for treatment and disposal cost reduction of regulated medical wastes. *Waste Management*, 24(2), 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.10.008>

Lee, C. S. L., Li, X.-D., Zhang, G., Li, J., Ding, A.-J., & Wang, T. (2007). Heavy metals and Pb isotopic composition of aerosols in urban and suburban areas of Hong Kong and Guangzhou, South China—Evidence of the long-range transport of air contaminants. *Atmospheric Environment*, 41(2), 432–447. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.07.035>

Leung, A. O. W., Duzgoren-Aydin, N. S., Cheung, K. C., & Wong, M. H. (2008). Heavy metals concentrations of surface dust from e-waste recycling and its human health implications in southeast China. *Environmental Science and Technology*, 42(7), 2674–2680. <https://doi.org/10.1021/es071873x>

Li, J., Mamat, Z., Zhang, Z., Juying, L., & Qingfu, Y. (2015). Sources identification and pollution evaluation of heavy metals in the surface sediments of Bortala River, Northwest China. *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.025>

Li, Y., Zhou, S., Zhu, Q., Li, B., Wang, J., Wang, C., Chen, L., & Wu, S. (2018). One-century sedimentary record of heavy metal pollution in western Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 240, 709–716. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.006>

Lombi, E., & Gerzabek, M. H. (1998). Determination of mobile heavy metal fraction in soil: Results of a pot experiment with sewage sludge. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29(17–18), 2545–2556. <https://doi.org/10.1080/00103629809370133>

Long, E. R., MacDonald, D. D., Cabbage, J. C., & Ingersoll, C. G. (1998). Predicting the toxicity of sediment-associated trace metals with simultaneously extracted trace metal: Acid-volatile sulfide concentrations and dry weight-normalized concentrations: A critical comparison. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(5), 972–974. <https://doi.org/10.1002/etc.5620170529>

Lopez Pamo, E., Aduvire, O., & Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113(1), 3–21.

MacBean, C. (2012). The Pesticide Manual Supplementary Entries—Extended. (BCPC) - British Crop Production Council.

Martínez-Rodríguez, G. A., Santos-Flores, C. J., Macchiavelli, R., Sotomayor-Ramirez, D., Pérez-Alegría, L., Guzman, O., Santana, A., Tirado, R. J., Benítez, B. I., Sánchez, R., Gaud, E., Rodriguez, R. D., Ríos, G., Castro, M., & Maceira, U.-A. (2015). THE JOURNAL OF AGRICULTURE OF THE UNIVERSITY OF PUERTO RICO Nutrient

levels associated with ecological thresholds of impairment: An approach to estimate numeric nutrient criteria for reservoirs of Puerto Rico 1-2. In *J. Agric. Univ. P.R.* (Vol. 99, Issue 2). <https://pdfs.semanticscholar.org/37d8/bd32df2e9b53e271a898312a55f99d40ab95.pdf>

Martín-Díaz, M. L., Blasco, J., Sales, D., & DelValls, T. A. (2004). Biomarkers as tools to assess sediment quality. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(10–11), 807–818. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.07.012>

McLaughlin, M. J., Hamon, R. E., McLaren, R. G., Speir, T. W., & Rogers, S. L. (2000). Review: A bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. *Soil Research*, 38(6), 1037. <https://doi.org/10.1071/SR99128>

Medel Reyes, A., Ramos Gomez, S., Javier Avelar González, F., Godínez Mora, A., Tovar, L., & Rodríguez Valadez, F. (2008). Caracterización de Jales Mineros y Evaluación de su Peligrosidad con Base en su Potencial de Lixiviación. In *Conciencia Tecnológica No* (Vol. 35). Enero-Junio.

Merola, R. B., Kravchenko, J., Rango, T., & Vengosh, A. (2014). Arsenic exposure of rural populations from the Rift Valley of Ethiopia as monitored by keratin in toenails. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 24(2), 121–126. <https://doi.org/10.1038/jes.2013.77>

Milner, S., Holland, R. A., Lovett, A., Sunnenberg, G., Hastings, A., Smith, P., Wang, S., & Taylor, G. (2016). Potential impacts on ecosystem services of land use transitions to second-generation bioenergy crops in GB. *GCB Bioenergy*, 8(2), 317–333. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12263>

Moalla, S. M. N., Awadallah, R. M., Rashed, M. N., & Soltan, M. E. (1997). Distribution and chemical fractionation of some heavy metals in bottom sediments of Lake Nasser. *Hydrobiologia*, 364(1), 31–40. <https://doi.org/10.1023/A:1003112008122>

Monte, C. N., Rodrigues, A. P. C., Cordeiro, R. C., Freire, A. S., Santelli, R. E., & Machado, W. (2015). Changes in Cd and Zn bioavailability upon an experimental resuspension of highly contaminated coastal sediments from a tropical estuary. *Sustainable Water Resources Management*, 1(4), 335–342. <https://doi.org/10.1007/s40899-015-0034-3>

Morf, L. S., Tremp, J., Gloor, R., Schuppisser, F., Stengele, M., & Taverna, R. (2007). Metals, non-metals and PCB in electrical and electronic waste – Actual levels in Switzerland.

Waste Management, 27(10), 1306–1316. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.014>

Mountouris, A., Voutsas, E., & Tassios, D. (2002). Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. *Marine Pollution Bulletin*, 44(10), 1136–1141. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00168-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00168-6)

Newman, M., & Unger, M. (2003). *Fundamentals of Ecotoxicology*, 2nd Edn Lewis Publishers. Boca Raton, Florida, 458.

Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C., & Chambers, B. J. (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*, 311(1–3), 205–219. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00139-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00139-6)

Ning, C., Gao, P., Wang, B., Lin, W., Jiang, N., & Cai, K. (2017). Impacts of chemical fertilizer reduction and organic amendments supplementation on soil nutrient, enzyme activity and heavy metal content. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(8), 1819–1831. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61476-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61476-4)

Niño, Y., Lopez, F., & Garcia, M. (2003). Threshold for particle entrainment into suspension. *Sedimentology*, 50(2), 247–263. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3091.2003.00551.x>

Nnorom, I. C., & Osibanjo, O. (2008). Electronic waste (e-waste): Material flows and management practices in Nigeria. *Waste Management*, 28(8), 1472–1479. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.012>

Nordberg, G., Fowler, B., & Nordberg, M. (2014). *Handbook on the Toxicology of Metals*.

Ohkawa, H., Miyagawa, H., & Lee, P. W. (2007). Pesticide Chemistry. In H. Ohkawa, H. Miyagawa, & P. W. Lee (Eds.), *Pesticide Chemistry: Crop Protection, Public Health, Environmental Safety*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9783527611249>

OMS. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Guías para la calidad del agua potable: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición.

Oucher, N., Kerbachi, R., Ghezloun, A., & Merabet, H. (2015). Magnitude of Air Pollution by Heavy Metals Associated with Aerosols Particles in Algiers. *Energy Procedia*, 74, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.520>

Ozores-Hampton, M., & Mendez, J. (2010). Uso de biosólidos en producción de

hortalizas. *University of Florida IFAS Extension*, 1–9.

Pandey, B., Agrawal, M., & Singh, S. (2014). Assessment of air pollution around coal mining area: Emphasizing on spatial distributions, seasonal variations and heavy metals, using cluster and principal component analysis. *Atmospheric Pollution Research*, 5(1), 79–86. <https://doi.org/10.5094/APR.2014.010>

Patra, S., Whaung, S. T., & Kwan, W. L. (2017). Analysis of heavy metals in Incineration Bottom Ash in Singapore and potential impact of pre-sorting on ash quality. *Energy Procedia*, 143, 454–459. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.12.710>

Petrie, B., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72, 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>

Pierzynski, G. M., Vance, G. F., & Sims, T. J. (2005). *Soils and Environmental Quality*. 1ra Ediciotn. Published May 2, 2005 by CRC Press.

Popa, M., Mihai, C., Dorin, P., & Mirel, G. (2013). Educating Future Engineers for the Prevention of Heavy Metals Contamination of Surface Waters in Mining Areas. The Case of Zlatna, Alba County. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 83, 408–412. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.06.080>

Querol, X. (2008). *Calidad del aire, partículas en suspensión y metales*.

Rand, G., Wells, P., & McCarty, L. (1995). Introduction to aquatic toxicology. In *Taylor & Francis* (pp. 24–55).

Reed, S., Crites, R., & Middlebrooks, E. (1995). *Natural systems for waste management and treatment*.

Rehman, Z. U., Khan, S., Brusseau, M. L., & Shah, M. T. (2017). Lead and cadmium contamination and exposure risk assessment via consumption of vegetables grown in agricultural soils of five-selected regions of Pakistan. *Chemosphere*, 168, 1589–1596. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.152>

Rigét, F., Tamstorf, M. P., Larsen, M. M., Søndergaard, J., Asmund, G., Falk, J. M., & Sigsgaard, C. (2011). Mercury (Hg) transport in a high arctic river in northeast Greenland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 222(1–4), 233–242. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0819-4>

Rodríguez Alfaro, M., Muñiz Ugarte, O., Calero Martín, B., Montero Álvarez, A., Rodríguez Martínez, F., Limeres Jimenez, T., Orphee Montoya, M., & Aguilar Accioly, A. (2012). Contenido de metales pesados en abonos orgánicos, sustratos y plantas cultivadas en orgabopónicos. *Cultivos Tropicales*, 33(2), 5–12.

Romero, A. A., Flores, S. L., & Medina, R. (2008). Estudio de los metales pesados en el relave abandonado de Ticapampa. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*, 11(22), 13–16.

Ronco, A., Camilión, C., & Manassero, M. (2001). Geochemistry of heavy metals in bottom sediments from streams of the western coast of the Rio de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health*, 23(2), 89–103. <https://doi.org/10.1023/A:1010956531415>

Sadiq, M. (1992). *Toxic metal chemistry in marine environments*.

Schneider, P., & Davey, S. B. (1995). Sediment contaminants off the coast of Sydney, Australia: A model for their distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4–12), 262–272. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00176-N](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00176-N)

Schulz, R. (2001). Comparison of spray drift- and runoff-related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. *Chemosphere*, 45(4–5), 543–551. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00601-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00601-9)

Scragg, A. (2005). *Environmental Biotechnology*. In *Oxford University Press*.

Shaw, I. (2016). Principles of Environmental Toxicology. In *Principles of Environmental Toxicology*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315273785>

Siddique, S., Kubwabo, C., & Harris, S. A. (2016). A review of the role of emerging environmental contaminants in the development of breast cancer in women. *Emerging Contaminants*, 2(4), 204–219. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.003>

Sigg, L., Sturm, M., & Kistler, D. (1987). Vertical transport of heavy metals by settling particles in Lake Zurich. *Limnology and Oceanography*, 32(1), 112–130. <https://doi.org/10.4319/lo.1987.32.1.0112>

Silveira, M. L. A., Alleoni, L. R. F., & Guilherme, L. R. G. (2003). Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, 60(4), 793–806. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000400029>

Sindern, S., Tremöhlen, M., Dsikowitzky, L., Gronen, L., Schwarzbauer, J., Siregar,

T. H., Ariyani, F., & Irianto, H. E. (2016). Heavy metals in river and coast sediments of the Jakarta Bay region (Indonesia) — Geogenic versus anthropogenic sources. *Marine Pollution Bulletin*, 110(2), 624–633. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.003>

Singh, A. K., Hasnain, S. I., & Banerjee, D. K. (1999). Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River - A tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology*, 39(1), 90–98. <https://doi.org/10.1007/s002540050439>

Singh, A., Kumar Sharma, R., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology*, 51(2S), 375–387. www.tropecol.com

Singh, R., Gautam, N., Mishra, A., & Gupta, R. (2011). Heavy metals and living systems: An overview. *Indian Journal of Pharmacology*, 43(3), 246. <https://doi.org/10.4103/0253-7613.81505>

Singh, S., & Prakash, V. (2007). Toxic Environmental Releases from Medical Waste Incineration: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 132(1–3), 67–81. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9503-3>

Song, Y., Ji, J., Yang, Z., Yuan, X., Mao, C., Frost, R. L., & Ayoko, G. A. (2011). Geochemical behavior assessment and apportionment of heavy metal contaminants in the bottom sediments of lower reach of Changjiang River. *CATENA*, 85(1), 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.12.009>

Sorensen, J., Lapworth, D., Nkhuwa, D., Stuart, M. E., Gooddy, D. C., Bell, R. A., Chirwa, M., Kabika, J., Liemisa, M., Chibesa, M., & Pedley, S. (2015). Emerging contaminants in urban groundwater sources in Africa. *Water Research*, 72, 51–63. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.002>

Sormunen, A., Penttinen, O.-P., Oikari, A., Kukkonen, J. V. K., & Leppänen, M. T. (2008). Bioavailability assessment of sediment-associated organic compounds through desorption and pore-water concentration. In *Yliopistokatu* (Vol. 4).

Sposito, G., & Page, A. (1984). Cycling of metal ions in the soil environment. *Systems Metal Ions in Biological*, 18, 287–332.

Sprovieri, M., Feo, M. L., Prevedello, L., Manta, D. S., Sammartino, S., Tamburrino, S., & Marsella, E. (2007). Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and

polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, 67(5), 998–1009. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.055>

Sridhar, M. K. C., & Bammeke, A. O. (1986). Heavy metal contents of some solid wastes in Ibadan, Nigeria. *Water, Air and Soil Pollution*, 29(1), 51–56. <https://doi.org/10.1007/BF00149328>

Stenersen, J. (2004). *Chemical Pesticides Mode of Action and Toxicology*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203646830>

Stone, J. J., McCutcheon, C. M., Stetler, L. D., & Chipps, S. R. (2011). Interrelationships between fish tissue mercury concentrations and water quality for South Dakota natural lakes and impoundments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 222(1–4), 337–349. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0828-3>

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E., & Hart, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of The Total Environment*, 416, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.072>

Suarez, D. (2012). *Irrigation water quality assessments* (pp. 343–370). Agricultural Salinity Assessment and Management (2da Ed) ASCE Reston. VA.

Sumner, M. E. (2000). Beneficial use of effluents, wastes, and biosolids. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(11–14), 1701–1715. <https://doi.org/10.1080/00103620009370532>

Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>

Trivedi, P., & Axe, L. (2000). Modeling Cd and Zn Sorption to Hydrous Metal Oxides. *Environmental Science & Technology*, 34(11), 2215–2223. <https://doi.org/10.1021/es991110c>

Tsydenova, O., & Bengtsson, M. (2011). Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.08.014>

UNEP. (2010). *Principales descubrimientos científicos en relación con el plomo*. Copyright © United Nations Environment Programme. Châtelaine, Geneva Switzerland.

UNESCO. (2009). *Water in a changing world*. London EC1N 8XA, United Kingdom.

UNESCO Publishing: <http://publishing.unesco.org>.

USEPA. (1994). *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Wastewater Management Washington, DC.

USEPA. (1997). *Recent Developments for In Situ Treatment of Metal Contaminated Soils*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office Washington D.C. 20460.

Varol, M. (2011). Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Article in Journal of Hazardous Materials*, 195, 355–364. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.08.051>

Wang, J., Luo, Y., Teng, Y., Ma, W., Christie, P., & Li, Z. (2013). Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film. *Environmental Pollution*, 180, 265–273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.036>

Wasi, S., Ahmad, M., & Tabrez, S. (2011). Suitability of Immobilized *Pseudomonas fluorescens* SM1 Strain for Remediation of Phenols, Heavy Metals, and Pesticides from Water Article in *Water Air and Soil Pollution · Quranic mysteries View project Suitability of Immobilized Pseudomonas fluorescens* SM1 Strain for Remediation of Phenols, Heavy Metals, and Pesticides from Water. *Springer*. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0737-x>

Weber, P., Behr, E. R., Knorr, C. D. L., Vendruscolo, D. S., Flores, E. M. M., Dressler, V. L., & Baldisserotto, B. (2013). Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, 106, 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.05.004>

Wegglar, K., McLaughlin, M. J., & Graham, R. D. (2004). Effect of Chloride in Soil Solution on the Plant Availability of Biosolid-Borne Cadmium. *Journal of Environmental Quality*, 33(2), 496–504. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.4960>

White, G. (1987). River fisheries, R. L. Welcomme, F. A. O. fisheries technical paper 262, 1985. no of pages 330. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1(2), 193–193. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450010211>

WHO. (2001). *Chemistry and Specifications of Pesticides*. World Health Organization (WHO) Expert Committee on Vector Biology and Control. Geneva

Switzerland.

WHO. (2010). *Human health risk assessment toolkit: chemical hazards*. World Health Organization. INTER-ORGANIZATION PROGRAMME FOR THE SOUND MANAGEMENT OF CHEMICALS.

WHO. (2017). *Guidelines for Drinking-water Quality*. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

WHO. (2018). *Safety evaluation of certain contaminants in food: prepared by the eighty-third meeting of the Joint FAO/WHO Expert*. World Health Organization and Food and Agriculture Organization of the United Nations (WHO Food Additives Series, No. 74; FAO JECFA Monographs 19 bis).

Wölz, J., Engwall, M., Maletz, S., Olsman Takner, H., Van Bavel, B., Kammann, U., Klempt, M., Weber, R., Braunbeck, T., Hollert, H., Wölz, J., Maletz, S., Hollert, H., Engwall, M., Olsman, : H, Van Bavel, B., Weber, : R, Klempt, M., Braunbeck, T., & Weber, R. (2008). Changes in toxicity and Ah receptor agonist activity of suspended particulate matter during flood events at the rivers Neckar and Rhine—a mass balance approach. *Springer*, 15(7), 536–553. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0056-6>

Yáñez, L., Ortiz, D., Calderón, J., Batres, L., Carrizales, L., Mejía, J., Martínez, L., García-Nieto, E., & Díaz-Barriga, F. (2002). Overview of human health and chemical mixtures: Problems facing developing countries. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 110, Issue SUPPL. 6, pp. 901–909). <https://doi.org/10.1289/ehp.110-1241270>

Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., & Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. *Redalyc.Org*, 20(3).

Zhang, J. (1995). Geochemistry of Trace Metals from Chinese River/Estuary Systems: An Overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41(6), 631–658. <https://doi.org/10.1006/ecss.1995.0082>

Zhang, Z., Tan, X., Wei, L., Yu, S., & Wu, D. (2012). Comparison between the lower Nansi Lake and its inflow rivers in sedimentary phosphorus fractions and phosphorus adsorption characteristics. *Environmental Earth Sciences*, 66(5), 1569–1576. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1400-6>

Zhao, L., Zhang, F.-S., Wang, K., & Zhu, J. (2009). Chemical properties of heavy

metals in typical hospital waste incinerator ashes in China. *Waste Management*, 29(3), 1114–1121. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.09.003>