



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

**Las plantas acuáticas como indicadores de contaminación por Plomo y
Cobre de la Cuenca Hidrológica del Sistema Fluvial Jamapa-Atoyac**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A :

Alexis Eduardo Trejo Estrada

Director de Tesis:

Dr. Guillermo Javier Horta-Puga



Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México., 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

“Lo esencial, realmente, es invisible a los ojos”

Agradecimientos

Principalmente al proyecto PAPIIT que lleva por nombre: “FUENTES PUNTUALES DE METALES PESADOS EN LA ZONA COSTERA Y EN EL SISTEMA ARRECIFAL FRENTE AL PUERTO DE VERACRUZ, SUR DEL GOLFO DE MÉXICO” ya que sin él, este proyecto no sería posible.

Al Dr. Guillermo Javier Horta Puga por las enseñanzas y haberme aceptado en su laboratorio.

Al Dr. Rafael Andrés Cabral Tena por tanto tiempo dedicado a mi tesis y por la paciencia.

Al Mtro. en C. Francisco López Galindo por sus correcciones.

A la Mtra. en C. Mayra Hernández Moreno por sus correcciones.

A la Mtra. en C. Aura Aletse Morales Aranda por sus correcciones.

A mis padres y hermana. Mamá, gracias por brindarme tu ejemplo incansable de superación, gracias por todo, de verdad. Papá, gracias por el apoyo brindado durante todos estos años, de verdad que este logro no sólo es mío sino es un logro de nuestra familia. Daniela, gracias por tus consejos y tus abrazos, eres un ser especial y recuerda... hagamos el cambio, aprovecha todo lo que te brinde la escuela y mis padres.

A mis abuelitos paternos; abuelita Mari, gracias por su amor y su comida, sin ella esto habría sido más complicado. Abuelito Mauro, gracias por las enseñanzas y por ser tan bueno conmigo.

A mis abuelitos maternos, gracias por las enseñanzas, especialmente, a mi abuelito Pedro que siempre vivirá con magnificencia en lo más profundo de mi ser, pues nos conecta el amor por el conocimiento.

A mis amigos, gracias por todos los buenos y malos momentos, por los consejos de vida, espero que sigamos en contacto y sigamos surfeando la vida juntos durante un buen tiempo.

A las personas que ya no están en mi vida, gracias porque si no los hubiese conocido no sería quien soy ahora, especialmente a mariposilla... cambiaste mi vida completamente.

A la vida misma. ¡Viva la Vida!

Finalmente, a mi preciada universidad, gracias por todo el conocimiento y las facilidades que me has brindado, estoy infinitamente agradecido, gracias Universidad Nacional Autónoma de México.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	6
HIPÓTESIS.....	9
OBJETIVOS.....	9
Objetivo general.....	9
Objetivos particulares.....	9
MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
Área de estudio.....	10
<i>Hidrología</i>	10
<i>Geografía</i>	11
<i>Geología</i>	11
<i>Tipos de suelo</i>	11
<i>Vegetación</i>	11
Estrategia de muestreo.....	13
Recolecta de materiales.....	15
Procesamiento de muestras.....	15
Tratamiento de limpieza de sedimentos.....	15
<i>Limpieza de sales</i>	16
Características físicas y químicas del sedimento.....	16
<i>Fracción biodisponible de Pb y Cu</i>	16
<i>Textura</i>	16
<i>Contenido de materia orgánica</i>	18
Procesamiento de macrófitas.....	18
Análisis químico instrumental de metales pesados.....	20
Determinación de los niveles de Pb y Cu en sedimentos y macrófitas.....	20
Calidad analítica.....	20
Análisis estadístico.....	21

RESULTADOS.....	22
Propiedades físicas y químicas del sedimento.....	23
<i>Niveles biodisponibles de Cu.....</i>	<i>23</i>
<i>Niveles biodisponibles de Pb.....</i>	<i>23</i>
<i>Textura del sedimento.....</i>	<i>23</i>
<i>Contenido de Materia Orgánica.....</i>	<i>24</i>
Niveles de Cu y Pb en <i>Hymenocallis littoralis</i>.....	24
Análisis ANOVA.....	26
Niveles de Cu y Pb en <i>Zantedeschia aethiopica</i>.....	26
Relación entre niveles de metales pesados macrófitas y sedimento.....	27
DISCUSIÓN.....	29
CONCLUSIONES.....	32
LITERATURA CITADA.....	33
ANEXOS.....	38
Características de los metales pesados.....	38
Cobre.....	38
Plomo.....	40
Características generales de las macrófitas del SFJA.....	41
<i>Hymenocallis littoralis.....</i>	<i>41</i>
<i>Zantedeschia aethiopica.....</i>	<i>44</i>

INTRODUCCIÓN

Uno de los recursos más importantes para la vida es el agua, ya que es esencial para los seres vivos, incluyendo a los seres humanos. El agua es suministrada y utilizada por la población humana para su desarrollo, dándole un uso personal, ganadero, agrícola e industrial. Sin embargo, debido al crecimiento de la población humana y de las áreas urbanas, han aumentado considerablemente los diferentes tipos de contaminantes en el planeta, en especial en los ambientes acuáticos. Los ecosistemas son considerados los ambientes más contaminados del mundo debido a que son zonas donde se descargan desechos antropogénicos que cambian la composición química y/o física de cada cuerpo de agua. Entre los diferentes contaminantes que son aportados a la columna de agua se encuentran los metales pesados (MP) los cuales son integrados, principalmente, por actividades humanas (Jiménez, 2001; Lázaro *et al.*, 2002; Harguinteguy *et al.*, 2013; Onofrei *et al.*, 2015).

El estudio de los MP ha ganado gran importancia en las ciencias ambientales y de la salud debido a que algunos de ellos son micronutrientes para los seres vivos y contribuyen a su correcto desarrollo, por ejemplo, el Cu es un elemento esencial para los organismos ya que es un cofactor de la enzima Citocromo Oxidasa C y forma parte de las Plastocianinas en el sistema fotosintético de las plantas, sin embargo, en altas concentraciones es tóxico. Otros elementos, como el Pb, no son elementos esenciales para los organismos y es tóxico incluso en bajas concentraciones, en humanos ocasiona daños en el tracto digestivo, riñones, en el sistema nervioso central afectando su funcionalidad e incluso puede ocasionar la muerte. Además, estos elementos poseen altos tiempos de residencia en el sitio donde se encuentran, debido a la imposibilidad de los organismos de degradar los MP, lo cual puede generar un desequilibrio ecológico, sin embargo, para que esto suceda, estos elementos deben estar biodisponibles para que los organismos logren integrarlos a sus tejidos. (Figuerelo y Dávila, 2001; Rauch y Graedel, 2007; Prieto *et al.*, 2009; Soto-Jiménez, 2011; Wuana y Okieimen, 2011; Zhang *et al.*, 2014; Harguinteguy *et al.*, 2016).

Las organismos acuáticos, entre ellos, las plantas acuáticas o macrófitas, pueden acumular MP en sus tejidos obteniéndolos del sedimento y del agua a través de su sistema radicular o a través de su sistema foliar. Estos organismos tienen básicamente tres diferentes estrategias para lidiar con los altos niveles de MP en su ambiente: 1) Organismos excluidores; aquellos que tienen la posibilidad de excluir o liberar MP, en ellos la concentración de MP es menor a la del ambiente donde se desarrollan, 2) los organismos hiperacumuladores; en ellos la concentración de MP en sus tejidos es mayor que la del ambiente y 3) los organismos bioindicadores, quienes reflejan las concentraciones de MP a las del ambiente donde se encuentran. Se recomienda que los organismos bioindicadores: sean de fácil colecta, sean de fácil identificación y posean tolerancia a cambios ambientales, esto nos permite realizar monitoreos de los niveles de MP donde habitan estos organismos (Prasad y Hagemeyer, 1999; Lázaro *et al.*, 2002; García *et al.*, 2005; Ladislav *et al.*, 2012).

Por estas razones, en los últimos años se ha incrementado la búsqueda, uso e implementación de organismos bioindicadores que en conjunto con parámetros físicos y químicos permiten conocer y determinar la calidad del agua y poder concluir cuál es el estado de perturbación o conservación de un ecosistema (Samecka-Cymerman y Kempers, 2000; Polechońska y Klink, 2014).

En el mundo, se han realizado estudios con diferentes especies de macrófitas para establecer organismos bioindicadores de contaminación por MP, por ejemplo, Peng *et al.* (2007) estudiaron la relación de los niveles de metales en hojas de *Potamogeton pectinatus* y *Potamogeton malaianus* con los niveles de metales en agua y sedimentos en un Río de China el cual está contaminado por metales a causa de la actividad minera, no encontraron relación entre los niveles de MP en sedimentos con las hojas de las plantas, aunque, en agua y las hojas sí encontraron una relación significativa. Harguinteguy *et al.* (2016) emprendieron en Argentina el estudio de *Myriophyllum aquaticum* y *Potamogeton pusillus*, para saber si son especies bioindicadoras de MP en el río Ctalamochita, que recibe

descargas de agua residual, concluyen que ambas especies son indicadoras de contaminación de los metales Cobalto, Cobre, Manganeso, Níquel y Zinc.

En México, los estudios sobre macrófitas bioindicadoras de contaminación por MP son casi nulos, sin embargo, Zarazúa *et al.* (2013) estudiaron el potencial como bioindicador de *Hydrocotyle ranunculoides* en el río Lerma, dicho río es considerado inhabitable para la flora y fauna por las altas concentraciones de MP que posee, los investigadores concluyen que es una especie confiable como bioindicador de Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb, gracias a su tolerancia a dichos contaminantes.

El Sistema Fluvial Jamapa-Atoyac (SFJA) en Veracruz, está sometido a una gran presión por el aporte de contaminantes antropogénicos, esto es debido a que en zonas circundantes al SFJA han sufrido cambios en la vegetación original para realizar actividades industriales, agrícolas, ganaderas y para establecer zonas urbanas que integran agua residual a la columna de agua y junto con ella, integran también MP (Horta-Puga *et al.*, 2013, Horta-Puga y Carriquiry, 2014).

Es importante buscar especies que puedan indicarnos el estado de perturbación de este sistema fluvial, especialmente con especies nativas, ya que pueden proporcionarnos información de la calidad del ambiente donde se desarrollan o en un aspecto más importante utilizarlas para regular los niveles de MP (Becerril *et al.*, 2007) es por esta razón y porque no hay estudios previos que estudien el potencial de alguna macrófita en el SFJA como bioindicadora de contaminación que ese plantea la siguiente pregunta de investigación:

¿Las plantas acuáticas presentes en el SFJA tienen potencial como indicadores de contaminación por Pb y Cu?

HIPÓTESIS

- Los niveles de Pb y Cu en las plantas acuáticas reflejan el estado de perturbación del SFJA.

OBJETIVOS

- Determinar el potencial de las plantas acuáticas presentes en el SFJA para ser empleadas como indicadoras de contaminación por Pb y Cu.

Objetivos Particulares

- Recolectar la mayor cantidad posible de plantas acuáticas a lo largo del cauce del SFJA.
- Determinar los niveles biodisponibles de Pb y Cu en sedimentos de los sitios dónde se colecten plantas acuáticas en el SFJA.
- Determinar los niveles presentes Pb y Cu en tejido foliar de las plantas acuáticas colectadas.
- Determinar si existe la relación entre los niveles de Cu y Pb en sedimentos y en tejido foliar de plantas acuáticas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca hidrológica del SFJA o también conocida como Cuenca del río Jamapa abarca un área de 3,900 a 3,912 km², está ubicada entre los 18°45' y 19° 14' latitud norte, y entre 95° 56' y 97° 17'. que a su vez está dividida en dos subcuencas, la subcuenca norte o subcuenca Jamapa y la subcuenca sur o subcuenca Atoyac (Díaz *et al.*, 2010).

Hidrología

El río Jamapa está formado por dos corrientes importantes, el río Jamapa y el río Cotaxtla (Figura 1), este último, nace a una elevación de 5,700 m en los límites del estado de Puebla y Veracruz con el nombre de río Barranca de Chocomán, avanza hacia el oriente a través de fuertes pendientes, colectando agua proveniente del Pico de Orizaba, a la altura de la Ciudad de Córdoba se desvía hacia el este- sureste y fluye aproximadamente 22 km por terrenos aprovechables para el cultivo.

El río Atoyac, se origina 10 km al norte de la ciudad de Córdoba, Ver. en el Cerro Loma Grande a 1,750 m de altitud, en él se encuentra la presa derivadora Santa Anita, que abastece para el sistema de riego El Potrero, avanza hasta converger con el colector general a una elevación de 450 m, a partir de aquí se deriva hacia el oriente hasta converger con el arroyo Cuatro Caminos, continúa avanzando por zonas cultivables pasando por el poblado de Cotaxtla y se une más al norte con el río Paso de Gasparines, fluyendo con ese nombre hasta llegar a zonas con topografía accidentada y finalmente llegar a zona plana con un gran número de meandros cambiando de nuevo su nombre a Jamapa, continua su curso hasta zonas de cultivo; más adelante el Cotaxtla se une al Jamapa con rumbo al norte formando meandros para, finalmente, desembocar en la Laguna de Mandinga Grande y finalmente al Golfo de México, se estima que tiene una descarga anual promedio de ~570 km³ por ambas cuencas que desembocan cerca del poblado de Boca del Río (Díaz *et al.*, 2010).

Geografía

El SFJA se encuentra ubicado entre la Sierra Madre del Sur o Sierra Zongolica que posee altitudes superiores a los 2,500 m, en el extremo sur de esta sierra se elevan montañas de hasta 2000 m de altitud y mesetas con cuevas de 200 a 1000 m de altitud colindando con la Sierra de Chiapas y con la Llanura Costera del Golfo del sur (Conabio, 2016).

Geología

Dentro de la cuenca se encuentran alrededor de 17 tipos de unidades litológicas (Fig. 2) de las cuales, predominan rocas calizas del cuaternario superior e inferior, conglomerados del cuaternario y areniscas del periodo cuaternario (Tomado de proyecto PAPIIT).

Tipos de suelo

Se encuentran, básicamente, cuatro tipos de suelo, siguiendo su distribución de mayor a menor, el Vertisol seguido del Feozem, Litosol, Gleysol y finalmente Castañozem (Conabio, 2016)

Vegetación

La vegetación original de la cuenca era Selva Caducifolia en la Cuenca Sur y Bosque Templado en la Cuenca Norte, sin embargo, ha sido fuertemente deforestada para utilizar el terreno con fines agrícolas; donde se cultiva caña de azúcar, maíz, café y pastos para la cría del ganado en un área de 87,000 ha, aproximadamente (Tomado de proyecto PAPIIT).

Estrategia de muestreo

El presente estudio está incluido dentro del proyecto PAPIIT 1N114616, el cual lleva el título: "FUENTES PUNTUALES DE METALES PESADOS EN LA ZONA COSTERA Y EN EL SISTEMA ARRECIFAL FRENTE AL PUERTO DE VERACRUZ, SUR DEL GOLFO DE MÉXICO", que tiene por objetivo determinar las fuentes puntuales y más importantes de MP que son integrados al SFJA y que finalmente son trasladados a la zona costera.

Se realizó un muestreo recorriendo cada punto preestablecido por el proyecto PAPIIT (Tabla 1 y Figura 3) los cuales se basan en tres criterios: 1) Que los sitios de muestreo estuvieran próximos a algún sitio de actividad antropogénica, 2) abarcar la mayoría de unidades litológicas presentes en la cuenca y 3) facilidad de acceso a las estaciones de muestreo. El muestreo se llevó a cabo del 26 de septiembre al 2 de octubre del 2016 con la finalidad de coleccionar las plantas acuáticas que estuvieran presentes en la cuenca para determinar su potencial como posibles bioindicadores de contaminación por MP; en cada una de las estaciones, se buscó en las orillas del río y dentro del mismo, recorriendo un intervalo de 20 metros aproximadamente tomando punto de referencia el punto preestablecido por el proyecto PAPIIT, recorriendo 10 metros río abajo, regresando al punto de referencia y recorrer 10 m más río arriba, si había presencia de macrófitas, se realizaba la recolecta de las mismas y la recolecta los sedimentos correspondientes.

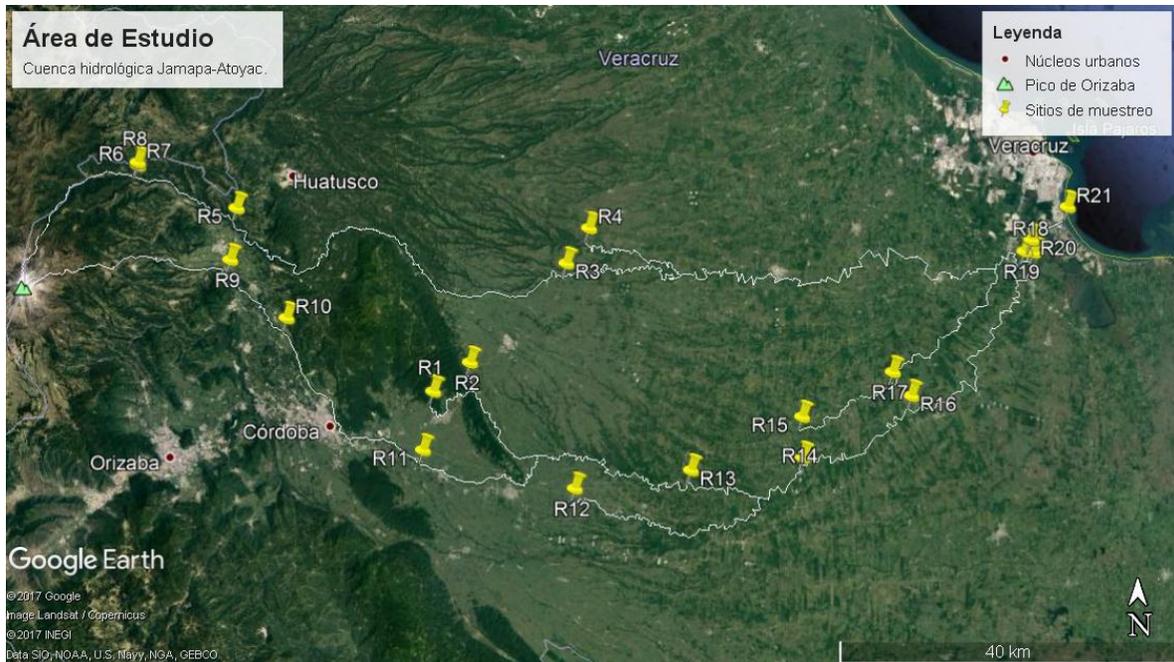


Figura 3. Puntos de muestreo recorridos del proyecto PAPIIT.

Tabla 1

Sitios de colecta a lo largo del cauce principal del Sistema Fluvial Jamapa- Atoyac.

ID	Nombre de la Estación	Subcuenca	Latitud	Longitud
R1	Gral. Miguel Alemán	Atoyac	18° 54' 22.28" N	96° 48' 45.73" W
R2	Atoyac	Atoyac	18° 56' 12.74" N	96° 46' 17.53" W
R3	Mata de Varas	Jamapa	19° 02' 30.84" N	96° 39' 48.59" W
R4	Máfara	Jamapa	19° 04' 44.80" N	96° 38' 17.22" W
R5	Huatusco	Jamapa	19° 06' 00.62" N	97° 02' 01.93" W
R6	Calchualco	Jamapa	19° 08' 43.16" N	97° 08' 42.53" W
R7	San Francisco 1	Jamapa	19° 08' 54.10" N	97° 08' 43.43" W
R8	San Francisco 2	Jamapa	19° 08' 54.32" N	97° 08' 43.50" W
R9	Coscomatepec	Atoyac	19° 02' 43.17" N	97° 02' 27.07" W
R10	Sábana Larga	Atoyac	18° 59' 01.75" N	96° 58' 38.61" W
R11	Yanga	Atoyac	18° 50' 38.73" N	96° 49' 27.26" W
R12	Cuitláhuac	Atoyac	18° 48' 12.26" N	96° 39' 14.87" W
R13	Carrillo Puerto	Atoyac	18° 49' 21.70" N	96° 31' 26.78" W
R14	Cotaxtla	Atoyac	18° 50' 09.72" N	96° 23' 56.02" W
R15	Mata Tambor	Jamapa	18° 52' 44.98" N	96° 23' 57.83" W
R16	La Capilla	Atoyac	18° 54' 03.70" N	96° 16' 36.60" W
R17	La Cebadilla	Jamapa	18° 55' 35.00" N	96° 17' 51.40" W
R18	Cotaxtla Bajo	Atoyac	19° 03' 10.20" N	96° 08' 20.90" W
R19	Jamapa Bajo	Jamapa	19° 03' 13.80" N	96° 08' 57.90" W
R20	UniónJamapa/Atoyac	SFJA	19° 03' 58.30" N	96° 08' 29.10" W
R21	Boca del Río	SFJA	19° 06' 03.40" N	96° 06' 01.30" W

Recolecta de materiales

Se recolectaron las hojas y flores, tomando una cantidad suficiente para obtener por lo menos 0.5 g de peso seco de las hojas y las flores para su identificación en laboratorio. El material biológico fue tomado de cinco diferentes individuos elegidos aleatoriamente en campo, dicha recolecta se realizó de manera manual utilizando tijeras de metal para cortar los tejidos. Cada muestra fue guardada en bolsas de polietileno e inmediatamente fue etiquetado, finalmente, fueron almacenados en un contenedor portátil con hielo para mantener las muestras en frío y fueron transportados a laboratorio donde se preservaron en un congelador a -20°C .

Se recolectaron 500 g de sedimento, aproximadamente, esto se realizó de manera manual utilizando una pala de polietileno, tomando únicamente los sedimentos superficiales (10 centímetros de profundidad aproximadamente) que después fueron colocados en bolsas de polietileno y fueron trasladados al laboratorio en un contenedor portátil hasta el laboratorio donde se preservaron a -20°C

Procesamiento de muestras

Todo el material utilizado en el laboratorio se lavó con agua y jabón, se enjuagó abundantemente con agua deionizada, se descontaminó en una solución de HCl 10% durante 48 h y se enjuagó de nuevo con agua deionizada para eliminar los restos de HCl y se procedió a secar el material durante 48 h en un horno a 60°C .

Tratamiento de limpieza de sedimentos

El material recolectado se descongeló a temperatura ambiente durante 42 h, posterior a esto, se tomaron aproximadamente 50 g en un tubo de polietileno y se secaron totalmente en un horno a 60°C durante 72 h, una vez secas las muestras, se homogeneizaron en un mortero de ágata; para evitar la contaminación de cada muestra, se limpió el mortero y pistilo con agua deionizada y fueron secados con aire a presión, esto se realizó en cada pretratamiento de cada muestra. Para finalizar, cada muestra fue tamizada utilizando una malla de 2 mm de polietileno

para eliminar gravas y guijarros, la fracción fina (lodos) se almacenó en tubos de polietileno para ser sometidos a un tratamiento de limpieza de sales.

Limpieza de sales

Se agregaron 15 g de sedimento en un tubo de polietileno a los cuales se les agregaron 20 ml de agua deionizada, se agitaron por 15 minutos a 120 rpm durante 15 minutos con un agitador orbital modelo "Orbit Shaker". Posteriormente, se centrifugó la muestra durante 45 minutos a 10,000 revoluciones por minuto (rpm) , se retiró el sobrenadante y se repitió dicho procedimiento una vez más y para someter las muestras a un proceso final de secado en un horno a 60°C durante 72 h para eliminar cualquier rastro de humedad.

Características físicas y químicas del sedimento

Fracción Biodisponible de Pb y Cu

Para la extracción de la fracción biodisponible de los sedimentos, se colocaron 3 g de sedimento (libres de sales) en tubos de polietileno, se les agregó 30 ml de HNO₃ 1M, se agitaron a 120 rpm durante dos horas continuas, posteriormente se filtraron con ayuda de embudos de plástico y papel Whatman 42 hasta que el filtrado era totalmente transparente y sin presencia de partículas visibles. Finalmente, las muestras se aforaron a un peso final de 25 g con HNO₃ al 2%.

Textura

Se realizó el método de Bouyoucos (1962) para determinar la textura de los sedimentos, para realizar este método se tomaron 50 g de muestra y se agregaron a una batidora mecánica junto con 5 ml de metasilicato de sodio y 5 ml de oxalato de sodio, se les aforó con agua corriente hasta llegar a la segunda ranura del vaso y se les agitó durante 10 minutos. Dicha solución fue trasladada a una probeta de 1 L la cual fue aforada con agua de la llave a 1 L, se les dejó reposar por 40 segundos y se tomó la primera lectura insertando el hidrómetro en la suspensión, se midió la temperatura de la solución, se les dejó reposar durante 2 h y se tomó

la segunda lectura y la temperatura, por cada grado después de 20°C se le sumó 0.2 de la lectura del hidrómetro o se les restó en caso contrario.

Para la determinación de cada clase textural se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$\% \text{ de Limos} + \% \text{ de arcillas (lodos)} = \text{primer} \frac{\text{lectura}}{\text{g de suelo}} \times 100$$

$$\% \text{ de arenas} = 100 (\% \text{ de limos} + \% \text{ de arcillas})$$

$$\% \text{ de arcillas} = \text{segunda} \frac{\text{lectura}}{\text{g de suelo}} \times 100$$

$$\% \text{ de limos} = (\% \text{ de limos} + \% \text{ de arcillas}) - \% \text{ de arcillas}$$

Finalmente se utilizó el triángulo de textura (Figura 4) para determinar la clase textural del sedimento.

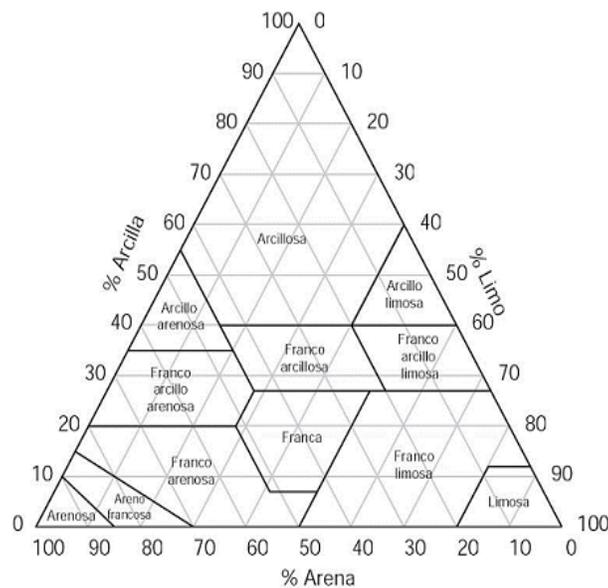


Figura 4. Triángulo de textura que determina la clase textural en porcentaje de Arenas (A), limos (L) y arcillas (R). Tomado de Manual de Edafología.

Contenido de materia orgánica (MO)

Se utilizó el método Walkey y Black (1947) el cual consistió en agregar 0.5g de sedimento en un matraz Erlenmeyer adicionando 5mL de $H_2Cr_2O_7$ y HSO_4 , se agitó durante un minuto y se dejó reposar durante 30 minutos más, posterior al tiempo transcurrido se le agregó 100 ml de agua destilada, 5 ml de H_3PO_4 y 3 gotas de difenilamina, finalmente se tituló con sulfato ferroso y los cambios de color al vire final fue la siguiente: Negro, verde muy oscuro, azul y finalmente verde esmeralda, los datos obtenidos se sustituyeron en la siguiente fórmula:

$$Materia\ Orgánica\ (\%) = \frac{5 - (mL\ de\ FeSO_4)(N)(FC)}{g\ de\ la\ muestra} \times 0.69$$

$$FC = \frac{10}{mL\ de\ FeSO_4\ gastados\ en\ el\ blanco}$$

Donde:

5= mL de dicromato de potasio agregados

N= normalidad del sulfato ferroso (0.5)

FC= factor de corrección

0.69= constante

Finalmente, se determina la categoría (Tabla 2) a la que pertenece con base en el porcentaje de MO que obtuvo.

Tabla 2
Criterios de valoración para evaluar la MO

Categoría	Valor (%)
Extremadamente pobre	<0.6
Pobre	0.6 - 1.2
Moderadamente pobre	1.3 - 1.8
Medio	1.9 - 2.4
Moderadamente rico	2.5 - 5.0
Rico	5.1 - 10.0
Extremadamente rico	>10

Procesamiento de macrófitas

El material biológico recolectado fue descongelado a temperatura ambiente durante 24 h, se realizó un pretratamiento de limpieza para evitar agentes contaminantes externos que pudieran intervenir en la determinación de los niveles de Cu y Pb en las muestras.

Se lavaron las muestras de manera superficial agregando agua deionizada a los tejidos de las plantas dentro de un recipiente de polietileno transparente para visualizar la presencia de partículas, este procedimiento se realizó hasta evitar la presencia de partículas visibles, más adelante, las muestras limpias se colocaron en frascos de polietileno en un horno a 60°C durante 96 h para deshidratar el tejido y obtener peso seco de las muestras.

Las muestras deshidratadas fueron homogeneizadas en un mortero ágata y colocadas en frascos de polietileno, después, se pesaron 0.5 g de muestra los cuales fueron almacenados en tubos de polietileno y se les realizó un segundo pretratamiento de limpieza agregando agua deionizada y HNO₃ al 2%, únicamente humedeciendo las muestras, después fueron colocadas en el horno a la misma temperatura para un nuevo proceso de secado hasta obtener de nuevo su peso seco.

Finalmente, se digirieron las muestras aplicando la técnica de digestión ácida. Para dicho procedimiento se pesaron 0.5 g de peso seco de muestras en la balanza analítica que después fueron colocados en vasos de teflón para ingresar las muestras en el sistema de digestión. Las soluciones extractantes que se agregaron a los vasos de teflón seguidas de agregar la muestra, fueron 10 ml de HNO₃ concentrado 7 ml de HF concentrado y finalmente fueron ingresados los vasos al sistema de digestión con las condiciones indicadas en la Tabla 3 para digerir los tejidos de las macrófitas, una vez terminado este proceso se aforaron las muestras a 25 g con HNO₃ 2%.

Tabla 3
Condiciones utilizadas para la digestión de muestras vegetales

Estado	1	2	3	4	5
% Poder	45	45	45	45	45
Presión (PSI)	20	40	75	115	150
Tiempo (m)	10:00	10:00	10:00	10:00	10:00
TAP(m)	05:00	05:00	05:00	05:00	05:00
Velocidad	100	100	100	100	100

m= Minutos

Análisis químico instrumental de MP

Determinación de los niveles de Pb y Cu en sedimentos y macrófitas

Las concentraciones de Cu y Pb en sedimentos y macrófitas, se determinaron por medio de espectrofotometría de Absorción Atómica (VarianSpectrAA 800) acoplado con un atomizador electro-térmico (Varian GTA 100). El método posee ocho pasos divididos en tres fases (Tabla 4): Secado; constituye la eliminación de agua y la matriz (HNO₃) de la muestra, el segundo paso es el calcinado que elimina toda la materia orgánica y, por último, el atomizado, que vaporiza la muestra para finalmente realizar la cuantificación de metales presentes en la muestra.

Tabla 4
Condiciones operativas del Horno de Grafito

Etapa	Cu			Pb		
	T (°C)	Ti (s)	F	T (°C)	Ti (s)	F
Secado	85	5	1	85	5	1
	85	30	1	90	40	1
	110	10	1	120	10	1
Calcinado	800	5	2	400	5	2
	800	1	2	400	1	2
	800	2	0	400	2	0
Atomizado	2300	1.1	0	2100	1	0
	2300	2	0	2100	2	0

T= Temperatura (C°); Ti= Tiempo (s); F= Flujo de Argón L/min

Calidad analítica

Se realizó una curva de calibración para cada metal con una solución a una concentración conocida de 1000 µg/L la cual fue diluida con una solución de HNO₃ 2% para construir la curva y, así, poder interpolar las concentraciones de las macrófitas y de los sedimentos, el límite de cuantificación más bajo que se obtuvo fue de 10 ng/g para ambos metales.

Para determinar la precisión y la exactitud de las mediciones del espectrofotómetro, se realizó el análisis de una muestra de sedimento fluvial certificado CNS392 (Sigma, Aldrich) en el cual se analizaron repetidamente dichas muestras (n= 48) para obtener los valores de recuperación (VR) de Cu = 106.6% y para Pb= 105.4% comparándolo con los niveles indicados en el sedimento fluvial-

Análisis estadístico

Análisis de correlación de Pearson

Se realizó este análisis para conocer la relación entre la variable independiente (niveles biodisponibles de MP) y la variable dependiente (macrófitas) y así poder determinar si los organismos hallados en campo podrían fungir como organismos bioindicadores.

Su interpretación va a variar con el resultado donde si $r=1$ existe una correlación positiva perfecta, por lo que se concluye que las variables son completamente dependientes; si $r= 0$ no existe una relación entre las variables y finalmente si $r= -1$ existe una relación lineal negativa perfecta.

Análisis ANOVA

Para determinar si existen diferencias significativas entre las medias de los niveles de Cobre y Plomo en los tejidos de las macrófitas se realizó un análisis ANOVA de un factor y un análisis de Dunn's Post Hoc para determinar cuáles medias tenían diferencias significativas.

RESULTADOS

Se encontraron dos especies de macrófitas (Tabla 5), en cuatro estaciones. La especie *Zantedeschia aethiopica* (L) Spreng. (Fig. 5) e *Hymenocallis littoralis* (Jacq.) Salisb. La primera se encontró en la estación Calcahualco, fue la única estación donde se halló esta especie, en cambio, *Hymenocallis littoralis* (Fig. 6, Fig. 7 y Fig. 8) se encontró en Gral. Miguel Alemán, Mata de Varas y Máfara.

Tabla 5
Estaciones de presencia y colecta de macrófitas y sedimentos en el SFJA.

ID	Estación	Subcuenca	Latitud	Longitud	Altitud
1	Calcahualco	Jamapa	19° 08' 43.16" N	97° 08' 42.53" W	1885 m
2	Gral. Miguel Alemán	Atoyac	18° 54' 22.28" N	96° 48' 45.73" W	534 m
3	Mata de Varas	Jamapa	19° 02' 30.84" N	96° 39' 48.59" W	367 m
4	Máfara	Jamapa	19° 04' 44.80" N	96° 38' 17.22" W	280 m



Figura 5. *Z. aethiopica* en floración, sitio de muestreo uno.



Figura 6. Individuo en floración de *H. littoralis* en floración en el sitio de muestreo dos.



Figura 7. Organismos de *H. littoralis* en sitio de muestreo tres.



Fig 8. Organismos de *H. littoralis* en estación dos.

Propiedades físicas y químicas del sedimento

Niveles biodisponibles de Cu

La concentración de Cu biodisponible en los sedimentos no superó los 3.0 µg/g. La estación Mata de Varas obtuvo los valores más altos con 2.9 µg/g seguido de la estación Gral. Miguel Alemán con 2.0 µg/g, Máfara con 0.2 µg/g mientras que la estación Calcahualco obtuvo los valores más bajos con 0.1 µg/g

Niveles biodisponibles de Pb

En el caso de los niveles de Pb encontrados, la estación con mayor concentración fue Gral. Miguel Alemán con una concentración de 1.5 µg/g, seguido de Mata de Varas con una concentración de 0.7 µg/g, Calcahualco en tercer lugar con 0.4 µg/g, posteriormente Mata Tambor con 0.3 µg/g mientras que la concentración más baja fue de 0.2 µg/g correspondiente a la estación Máfara.

Textura del sedimento

Todas las estaciones obtuvieron porcentajes altos de arenas (Figura 9), siendo las arenas las predominantes en cada sitio de muestreo, desde 74% en la estación Gral. Miguel Alemán, que fue estación que obtuvo un menor porcentaje de arena, hasta el 98% en la estación Máfara, en el caso de los limos se encontró una gran variación en cada estación siendo Máfara la estación con un menor porcentaje y Calcahualco como la que obtuvo una mayor cantidad. Las arcillas que se mantuvieron en porcentajes muy bajos desde 1% en Máfara a 4% en Calcahualco con excepción del sitio Gral. Miguel Alemán que obtuvo el 18% arcillas.

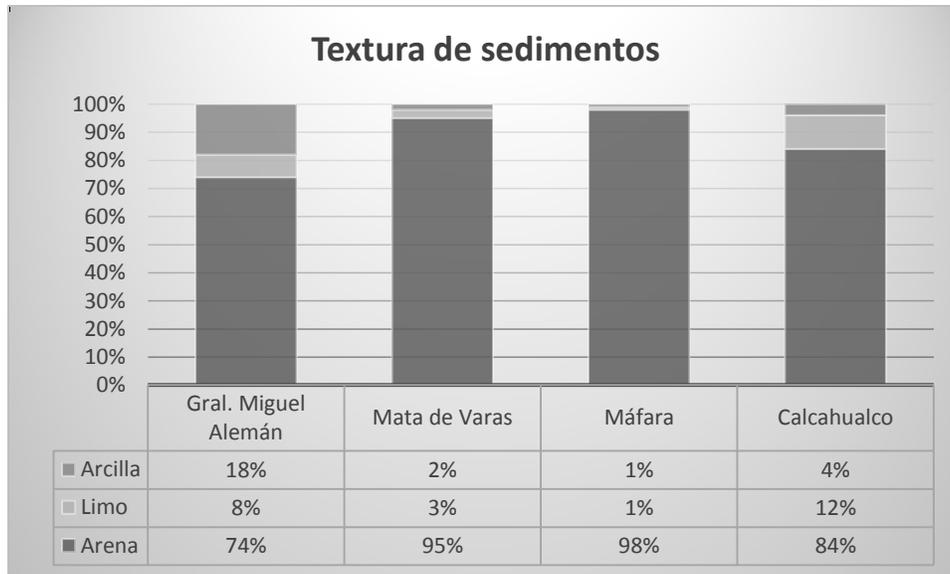


Figura 9. Porcentajes de arenas, limos y arcillas en los diferentes sitios de muestreo
Contenido de Materia orgánica

Los porcentajes de materia orgánica (Tabla 6) son de una categoría *extremadamente pobre* para Mata de Varas y Máfara, sin embargo, la estación Calcahualco y Gral. Miguel Alemán fueron catalogadas como *Moderadamente pobre* y *Medio* respectivamente.

Tabla 6
Porcentaje de MO y categoría de cada sitio de muestreo

Estación	Materia Orgánica (%)	Categoría
Calcahualco	1.44	Moderadamente pobre
Gral. Miguel Alemán	2.01	Medio
Mata de Varas	0.69	Pobre
Máfara	0.55	Extremadamente pobre

Niveles de MP en macrófitas

Niveles de Cu y Pb en *H. littoralis*

Los niveles promedio (Tabla 7) de Cu en *H. littoralis* fueron más altos en Mata de Varas ($3.5 \pm 0.8 \mu\text{g/g}$), seguido de Máfara ($1.68 \pm 1.5 \mu\text{g/g}$) y finalmente Gral. Miguel Alemán ($1.64 \pm 0.9 \mu\text{g/g}$). Los niveles en cada uno de los individuos mostraron ser

muy variables, desde niveles no detectables en ejemplares de la estación Máfara hasta 4.0 µg/g como la concentración más alta presente en Mata de Varas.

Tabla 7
Niveles de Cu (µg/g) en *H. littoralis littoralis* y en fase biodisponible de los sedimentos fluviales (Cu_b, µg/g)

Individuo	Gral. Miguel Alemán	Mata de Varas	Máfara
1	2.6	2.9	2.8
2	1.5	4.3	2.3
3	0.4	2.5	3.3
4	2.6	4.0	ND*
5	1.1	3.9	ND*
Promedio	1.64±0.9	3.52±0.7	2.8±0.5
Cu_b	2.0	2.9	0.2

*ND= no detectable

En comparación con los niveles de Cu, los niveles promedio de Pb (Tabla 8) fueron más bajos, aunque, los organismos mostraron el mismo patrón siendo Mata de Varas la estación que obtuvo los niveles más altos (0.5±0.46 µg/g), seguido los organismos de Máfara (0.32±0.36 µg/g) y finalmente las macrófitas de Gral. Miguel Alemán (0.14±0.05 µg/g).

Tabla 8
Niveles de Pb (µg/g) en *H. littoralis* y en fase biodisponible de los sedimentos fluviales (Pb_b, µg/g)

Individuo	Gral. Miguel Alemán	Mata de Varas	Máfara
1	0.1	0.7	0.6
2	0.2	1.2	0.2
3	0.1	0.1	0.8
4	0.2	0.1	N.D.
5	0.1	0.4	N.D.
Promedio	0.14±0.05	0.5±0.46	0.53±0.3
Pb_b	1.5	0.7	0.2

Análisis ANOVA

Únicamente se realizó para la especie *H. littoralis* (Tabla 9) en el cual no se encontraron diferencias significativas para el Plomo (F= 1.4, p= 2.9) sin embargo, en el análisis realizado para el Cobre, se encontraron diferencias significativas, por otro lado, en el análisis de Dunn's Post Hoc (Tabla 10) se encontró que los individuos de Mata de Varas poseen las concentraciones de Cu más altas significativamente.

Tabla 9

Valores ANOVA de los tejidos foliares de *H. littoralis*

Cu		Pb	
F	p	F	p
4.3	0.03	1.4	2.9

Tabla 10

Análisis de Dunn's Post Hoc entre individuos de *H. littoralis*

	Cu	Pb
Gral. Miguel Alemán	1.64±0.9 a	0.14±0.05 a
Mata de Varas	3.52±0.7 b	0.5±0.46 a
Máfara	2.8±0.5 a	0.53±0.3 a

Letras diferentes hay diferencias significativas

Niveles de Cu y Pb en *Z. aethiopica*.

El promedio de los niveles de Cu en la especie *Z. aethiopica* (Tabla 11) que únicamente se colectaron en la localidad Mata Tambor obtuvo, en el caso de Cu se obtuvieron valores más elevados ($1.68 \pm 0.42 \mu\text{g/g}$) en comparación con la de Pb ($0.28 \pm 0.04 \mu\text{g/g}$).

Tabla 11
Niveles de Cu y Pb ($\mu\text{g/g}$) en *Z. aethiopica* y en fase biodisponible de los sedimentos fluviales

Individuo	Cu	Pb
1	1.3	0.2
2	1.2	0.3
3	1.7	0.3
4	2.1	0.3
5	2.1	0.3
Promedio	1.68 ± 0.42	0.28 ± 0.04
Biodisponible	0.1	0.4

Relación entre niveles de MP en macrófitas y sedimento

Para determinar si existe una relación entre los niveles biodisponibles de los MP en los sedimentos fluviales y en los niveles tisulares de las macrófitas, se hizo análisis de correlación lineal simple (Pearson). La relación entre la macrófita *H. littoralis* y Cu, resultó ser débil y no significativa ($r = 0.19$, $p = 0.8732$), lo cual se muestra en la Figura 10. Sin embargo, al analizar los datos obtenidos con Pb (Figura 11) sucedió lo contrario, la correlación fue negativa y significativa ($r = -0.92$, $p = 0.2049$), lo cual nos indica a mayor concentración de Pb presente en el sedimento, hay menor concentraciones en los tejidos de la macrófita.

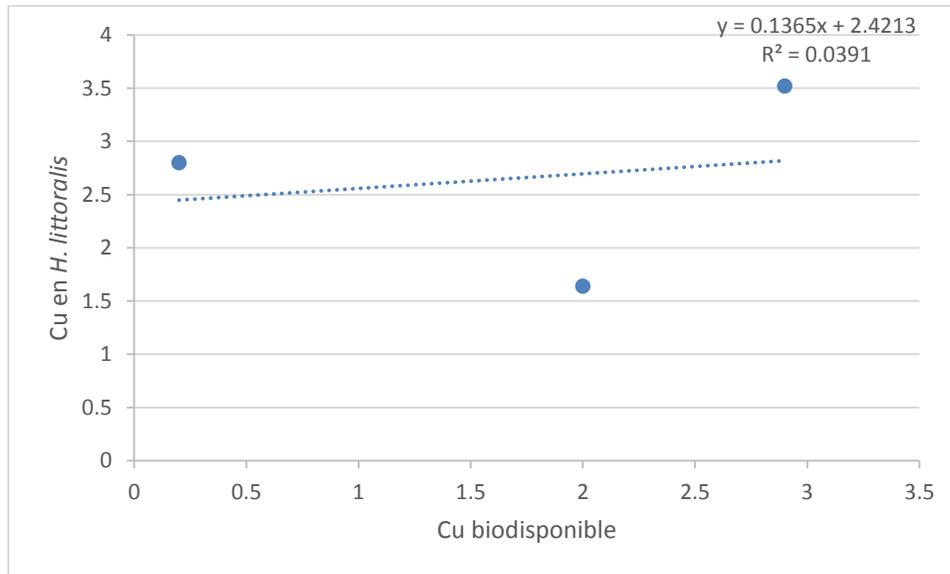


Fig. 10. Relación entre Cu biodisponible y tejido foliar de *H. littoralis*.

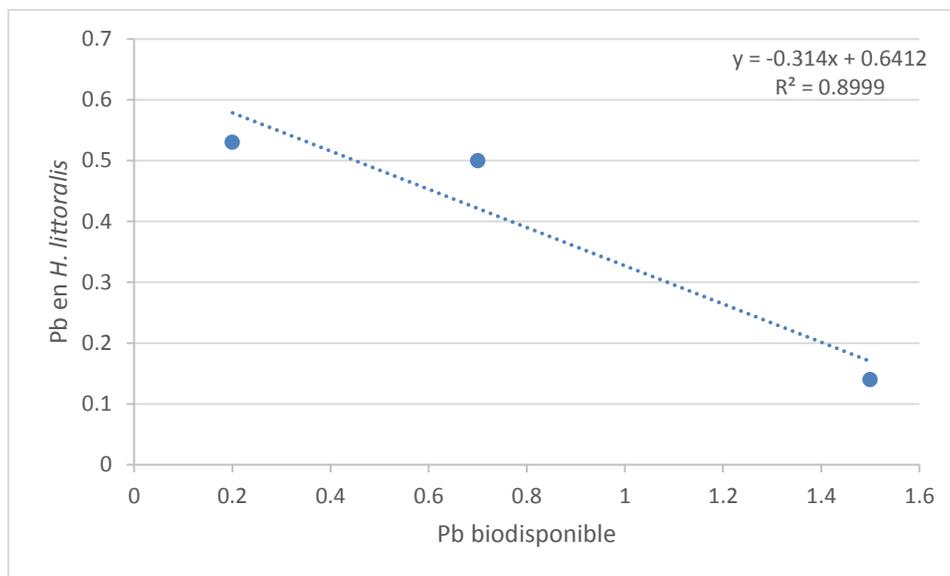


Fig. 11. Relación entre Pb biodisponible y tejido foliar de *H. littoralis*.

Por otro lado, en el caso de *Z. aethiopica*, no se pudo realizar este análisis debido a que solamente se encontró en un sitio de muestreo, el cual, únicamente tiene un solo dato de los niveles biodisponibles para ambos metales, por lo que no es posible realizar ningún tipo de análisis para conocer su relación, sin embargo, los datos obtenidos en este estudio podrían advertir una posible correlación con Pb, ya que al comparar sus niveles con los del sedimento, no se aprecia una variación

tan alta, sin embargo, para conocer realmente su relación concretamente se recomienda realizar otro estudio más detallado y con mayores repeticiones.

DISCUSIÓN

Los niveles de Cu y Pb biodisponible determinados en los sedimentos de este estudio fueron muy bajos en comparación con los niveles encontrados por Harguinteguy *et al.* (2014) quienes reportan una concentración promedio de Pb de 22.35 µg/g y de 17.9 µg/g de Cu, esto mismo sucede en el estudio de Peng *et al.* (2007) donde encuentra concentración máxima de hasta 13,900 µg/g de Pb en los sedimentos y hasta 56.5 µg/g de Cu, este intervalo de diferencia tan grande en las concentraciones de MP es debido a que los autores (Tabla 12) determinan la concentración total de MP en el sedimento y no la fracción biodisponible.

Tabla 12
Niveles de Cu y Pb en sedimentos en diferentes estudios

Estudio	Sitio	Pb	Cu
Harguinteguy <i>et al.</i> 2014	Río Suquía, Argentina	22.35±10.08/ 15.96±8.6	17.90±17.55/ 8.34±1.08
Cardwell <i>et al.</i> 2002	Australia, desagüe	12.9 – 168.7	5.1 – 49.6
Fawzy <i>et al.</i> 2012	Río Nilo, Egipto	40 ± 10	60 ± 30
Este estudio	Jamapa- Ayotac	0.3 - 1.5	0.6 - 2.9

Todos los valores son en µg g⁻¹

Las estaciones Gral. Miguel Alemán y Mata de Varas, obtuvieron las concentraciones más altas de sedimentos de Pb y Cu biodisponible, ambas estaciones están cercanas a cultivos, el primer sitio es prácticamente una zona de cultivo de caña de azúcar y el segundo es de cultivo de maíz y una pequeña parte urbanizada, Klumpp *et al.* (2002) y Ogunkule *et al.* (2016) encontraron que en zonas donde hay cultivos se usan agroquímicos que contienen Cu y que aumentan sus concentraciones en el río, Cardwell *et al.* (2002) concluyen que las actividades agrícolas aumentan significativamente los niveles de Cu en sedimentos, de la misma manera Sharma y Dubey (2005) mencionan que también los pesticidas pueden contener Pb y pueden contribuir al aumento de su concentración en el medio ambiente. Fawzy *et al.* (2012) encuentran altos niveles de Pb en un sitio que es afectado por agua residual proveniente de zonas agrícolas, esto puede explicar por qué en ambas estaciones se encontraron altos niveles de Pb y Cu en este estudio, podría ser el uso de agroquímicos (pesticidas y fertilizantes) además de que en Mata de Varas existe una zona urbanizada que podría tener un aporte de Pb al río y a los sedimentos del mismo.

Existen diferentes investigaciones donde se ha demostrado que existen diversos factores abióticos que pueden aumentar o disminuir la concentración de los MP en los suelos y sedimento, de igual forma pueden aumentar o disminuir su

biodisponibilidad para los organismos, por ejemplo, se ha demostrado que la MO y la cantidad de limos y arcillas presentes en suelo o sedimento tienen gran afinidad por los MP (Lange *et al.*, 1983; Fernandes y Henriques, 1991; Raven, 2013; Zhang *et al.*, 2014). Esto puede explicar las concentraciones encontradas en las estaciones con mayor concentración de Pb y Cu ya que coinciden en obtener mayor porcentaje de MO, los datos encontrados en el presente estudio concuerdan con los resultados encontrados por Harguinteguy *et al.* (2014) en una temporada donde hubo mayor porcentaje de MO en los sedimentos, aumentaron también los niveles de metales.

Las macrófitas son capaces de acumular diferentes metales, sin embargo, la concentración en ellas puede variar dependiendo, principalmente, de la especie de macrófita, del tejido que se analiza, del grado de contaminación del ambiente y la biodisponibilidad de los metales (Sawidis *et al.*, 1995) los resultados de los niveles de Cu y Pb encontrados en las hojas de las especies *H. littoralis* y *Z. aethiopica* en el presente estudio (Tabla 13) son considerablemente bajos en comparación con los estudios de Bonanno y Giudice (2010), Peng *et al.* (2007) y Cardwell *et al.* (2002) ya que los autores realizan el promedio de MP en todos los órganos de cada planta, sin embargo, en el estudio realizado por Harguinteguy *et al.* (2014) a pesar de que analizan el tejido foliar únicamente, encuentran niveles más altos, esto puede deberse al grado de contaminación del ambiente donde se desarrollan dichos organismos, puesto en cada estudio los niveles de MP sobrepasan los valores encontrados en el presente estudio. El elemento Cu tuvo una mayor tendencia a acumularse en ambas especies, diversos estudios demuestran afinidad de las macrófitas por acumular mayores cantidad de Cu en sus tejidos que otros elementos (Sawidis *et al.*, 1995; Peng *et al.*, 2007; Fawzy *et al.*, 2012; Harguinteguy *et al.*, 2014), esto puede deberse a que el Cu es un micronutriente indispensable para realizar la fotosíntesis de las plantas (Raven, 2013; Saglan *et al.*, 2016)

Tabla 13
Niveles de Cu y Pb en diferentes macrófitas

Estudio	Especie	Pb	Cu
Harguinteguy <i>et al.</i> 2014	<i>Stuckenia filiformis</i>	7.92 ± 4.30 / 8.26 ± 4.48	10.09 ± 5.79 / 10.09 ± 4.96
	<i>Cyperus eragrostis</i>	113.0 - 139.0	26.5 - 32.7
Cardwell <i>et al.</i> 2002	<i>Typha domingensis</i>	68.8 - 95.0	179.0 - 224.2
	<i>Persicaria lapathifolium</i>	16.3-21.5	16.5 -18.5
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	9.0 - 30.0	9.0 - 30.0
Fawzy <i>et al.</i> 2012	<i>Phragmites australis</i>	2.0 - 15.0	4.0 - 16.0
	<i>Typha domingensis</i>	4.0 - 18.0	4.0 - 15.0
Este estudio	<i>H. littoralis</i>	0.4 ± 0.2	2.6 ± 0.9
	<i>Z. aethiopica</i>	0.3 ± 0.07	1.6 ± 0.16

Todos los valores dados en µg/g.

El análisis de correlación entre los niveles de Cu en sedimentos y Cu en *H. littoralis* no fue significativo, en diversos estudios se encuentran correlaciones significativas con este metal en sedimentos o en agua con las macrófitas, esto puede deberse a que en los estudios realizados por diferentes investigadores los realizan durante un periodo anual y el presente estudio fue con un único muestreo, esto afecta la representatividad de los niveles puesto que estacionalmente aumenta o disminuye la concentración de MP en el medio y consecuentemente podría aumentar o disminuir en las macrófitas. Por el contrario, en *H. littoralis* se encontró una correlación negativa significativa, entre las hojas y el sedimento con Pb; esto nos sugiere que la planta tiene forma de repeler la absorción cuando el Pb aumenta en su medio, Fawzy *et al.* (2012) encontraron una relación similar con *Erica pyramidalis* y *Typha domingensis* con Pb y Cu, de igual forma Harguinteguy *et al.* (2014) encontró un resultado similar *S. filiformis* aunque con Cobalto, ambos autores sugieren que las plantas podrían tener alguna estrategia para eliminar el exceso de MP en sus tejidos.

En general, las plantas superiores tienen estrategias para tolerar el exceso de los metales y evitar los efectos de su toxicidad, por ejemplo, Cobbett y Goldsbrough, (2000) mencionan la presencia de fitoquelatinas en vegetales acuáticos y su importante papel en la desintoxicación de las plantas. Las fitoquelatinas son proteínas con afinidad a los MP que funcionan como agentes quelantes y que les confiere tolerancia a los altos niveles de MP (González-Mendoza y Zapata- Pérez, 2008), esto puede sugerirnos que la especie *H. littoralis* podría estar sintetizando estos péptidos para contrarrestar los efectos tóxicos del Pb, existe diferente literatura donde se reporta actividad de estas proteínas en tejido radicular, las cuales pueden actuar como un filtro evitando su translocación hacia tejidos foliares, diversa literatura ha demostrado esto (Schierup y Larsen, 1981; Shaw, 1989; Prasad y Hagemeyer, 1999; Windham *et al.*, 2003; Sharma, 2005; Fritioff y Greger, 2006). Dado a que no se obtuvieron relaciones positivas significativas en los análisis de correlación con los datos obtenidos del presente estudio, se rechaza la hipótesis propuesta en este estudio; ambas especies colectadas en el presente estudio no tienen el potencial para ser organismos bioindicadores de contaminación por Pb y Cu, en comparación con otros estudios en donde sí obtuvieron diferencias significativas.

Diferentes especies de macrófitas han sido declaradas bioindicadoras de contaminación por MP, esto debido a que cumplen las siguientes características: 1) ser especies bentónicas, 2) ser representativos, 3) ser tolerantes a altos niveles de contaminación, 4) ser relevante en la cadena alimenticia, 5) ser abundantes y 6) ser de fácil identificación (Rainbow y Phillips, 1993 y Farias *et al.*, 2018) en este estudio, ninguna de las dos especies encontradas cumplen con ser tolerantes a altos niveles de contaminación, pues no se encontró ningún individuo que estuviera por encima del límite permisible de MP, esto de acuerdo con la NOM 001 (6.0 para Cu y 0.4 µg/g respectivamente), tampoco fueron especies con gran distribución, particularmente el caso de *Z. aethiopica* que sólo se encontró en una estación. Por ejemplo, la macrófita *P. australis* ha sido recomendada para ser utilizada en biomonitoreos de MP, gracias a su resistencia, gran capacidad de

acumulación de MP y su amplia distribución (Bonanno y Giudice, 2010) otro caso, en México, es el de *H. ranunculoides* quien también es resistente a altas concentraciones de MP y es una especie representativa del área que se estudia (Zarazúa *et al.*, 2013) debido a que, en el presente estudio, la especie *Z. aethiopica* no cumple con ser representativa y la falta de datos para realizar los análisis de correlación no tiene el potencial de ser un organismo bioindicador, en el caso de *H. littoralis* no hay correlación significativa, aunque cumpla con las demás características, tampoco es un buen indicador de contaminación por Pb y Cu.

CONCLUSIONES

- Se encontraron dos especies *H. littoralis* y *Z. aethiopica* en los puntos muestreados en el presente estudio.
- Se halló una mayor concentración de Cu biodisponible que Pb biodisponible en sedimentos.
- La concentración de Cu en tejido foliar en ambas especies es mayor que la concentración de Pb.
- No existe correlación entre los niveles de Cu biodisponible y la macrófita *H. littoralis*, se halló una correlación negativa significativa entre Pb biodisponible y *H. littoralis*.
- A pesar de que no se realizó un análisis de correlación entre *Z. aethiopica* y los metales, se apreció un nivel similar entre los niveles biodisponibles de Pb y esta especie, se recomienda realizar un estudio con mayor profundidad, ya que podría presentar un potencial para ser bioindicador.
- *H. littoralis* y *Z. aethiopica* no tienen el potencial para ser organismos bioindicadores de contaminación por Pb y Cu.

LITERATURA CITADA

Alvarado-Cárdenas, L., G. Calderón de Rzedowski, N. Diego-Pérez, E. Domínguez-Licona, A. Espejo, V. R. Galván, J. García Cruz, A. J. García-Mendoza, M. S. E. González, Y. Herrera, M. Lascurain, A. R. López-Ferrari, A. Lot, C. E. D. Martínez, M. Martínez, R. L. Medina, J. L. L. Mora, A. O. Mora, M. V. G. Olvera, P. M. Peterson, P. R. García-Armora, G. K. Sánchez, V. Sosa, C. Zepeda. 2013. Plantas Acuáticas Mexicanas una contribución a la Flora de México Volumen I, Monocotiledóneas. Primera Edición. México. 398pp.

Becerril, J. M., O. Barrutia., J. G. Plazaola., A. Hernández., J. M. Olano., C. Garbisu. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Revista Ecosistemas*. 16:50-55.

Bonanno, G., Giudice, R. L. 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological indicators*. 10:639-645.

Cardwell, A. J., D. W. Hawker, M. Greenway. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, 48:653-663.

CONABIO. 2009. Malezas de México, Araceae, *Zantedeschia aethiopica*.

Recuperado de:

<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/araceae/zantedeschia-aethiopica/fichas/ficha.htm> el 13 de Febrero del 2018.

CONABIO. 2016. Recuperado de:

http://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/pdf/Veracruz/Volumen_I/Seccion_I.pdf el 13 de Febrero del 2018.

De la Lanza, E. G., P.S. Hernández, P.J.L. Carbajal. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdés. 639pp.

Devlin, R. M. 1982, *Plant Physiology*. 4th Ed. OMEGA. 588pp.

Espejo Serna, A. y A. R. López-Ferrari. Araceae. 1993. In: Las monocotiledóneas mexicanas, una sinopsis florística. Parte 2. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. México, D.F. 11-30.

Farias, D. R., C. L. Hurd., R. S. Eriksen., C. K. Macleod. 2018). Macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in estuarine and coastal environments. *Marine pollution bulletin*. 128:175-184.

Fawzy, M. A., N. E. S. Badr, A. El-Khatib, A. Abo-El-Kassem. 2012. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environmental monitoring and assessment*. 184:1753-1771.

Fernandes, J. C., F. S. Henriques. 1991. Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants. *The Botanical Review* 57:246-273.

Figuerelo, J.E., M.M. Dávila. 2001. Química física del medio ambiente. Reverté. 1a Edición. México, Distrito Federal. 300pp.

Flemming, C. A., J. T. Trevors. 1989. Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution* 44:143-158.

Fritioff, Å., M. Greger. 2006. Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. *Chemosphere* 63:220-227.

Gaetke, L. M., C. K. Chow. 2003. Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology* 189:147-163.

García, M. E., J. Bundschuh, O. Ramos, J. Quintanilla, K.M Persson, L. Bengtsson, R. Berndtsson. 2005. Heavy metals in aquatic plants and their relationship to concentrations in surface water, groundwater and sediments—A case study of Poopo basin, Bolivia. *Revista Boliviana de Química* 22:11-18.

González-Mendoza, D., O. Zapata-Pérez. 2008. Mecanismos de tolerancia a elementos potencialmente tóxicos en plantas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 82:53-61.

Harguinteguy, C. A., A. F. Cirelli, M. L. Pignata. 2014. Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its relationship with sediment and water in the Suquia river (Argentina). *Microchemical Journal* 114:111-118.

Harguinteguy, C. A., M. N. Cofré, A. Fernández-Cirelli, M. L. Pignata. 2016. The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*, 124:228-234.

Harguinteguy, C. A., R. Schreiber, M.L. Pignata. 2013. *Myriophyllum aquaticum* as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina). *Ecological indicators* 27:8-16.

Horta-Puga, G., J.D. Carriquiry. 2014. The last two centuries of lead pollution in the southern Gulf of Mexico recorded in the annual bands of the scleractinian coral *Orbicella faveolata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 92:567-73.

Horta-Puga, G., S. Cházaro-Olvera, I. Winfield, M. Avila-Romero, M. Moreno-Ramírez. 2013. Cadmium, copper and lead in macroalgae from the Veracruz Reef System, Gulf of Mexico: Spatial distribution and rainy season variability. *Marine Pollution Bulletin* 68:127-133.

Hutchinson, T. C., K. M. Meema. 1987. Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment. SCOPE. 384 pp.

Jiménez, C.B.E. 2001. La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. México: Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México. 39pp.

- Kabata-Pendias, A. 1993. Behavioural properties of trace metals in soils. *Applied geochemistry* 8:3-9.
- Klumpp, A., K. Bauer, C. Franz-Gerstein, M. de Menezes. 2002. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). *Environment International* 28:165-171.
- Ladislav, S., A. El-Mufleh, C. Gérente, F. Chazarenc, Y. Andrès, B. Béchet. 2012. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Water, Air, & Soil Pollution* 223:877-888.
- Lange, O., P. S. Nobel., C. B. Osmond., H. Ziegler. 1983. *Physiological Plant Ecology III Responses to chemical and Biological Environment*. 1st Edition. Springer-Verlag. 787pp.
- Lázaro, J. D., P. Kidd, C. Monterroso. 2002. Biodisponibilidad de metales en suelos y acumulación en plantas en el área de Trás-os-Montes (NE Portugal): influencia del material original. *Edafología* 9:313-328.
- López-Ferrari, A. R., A. Espejo-Serna. 2002. Flora de Veracruz, Amaryllidaceae. Fascículo 128. Instituto de Ecología- Xalapa Veracruz. 1-32 pp.
- Navarro- Aviñó, J, P., I.A. Aguilar, J.R. López- Moya. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas* 16:11-25.
- Ogunkunle, C. O., K. Mustapha, S. Oyedeji, P. O. Fatoba. 2016. Assessment of metallic pollution status of surface water and aquatic macrophytes of earthen dams in Ilorin, north-central of Nigeria as indicators of environmental health. *Journal of King Saud University-Science* 28:324-331.
- Onofrei, V., G.C. Teliban, M. Burducea, I.V. Teliban, A.D. Robu. 2015. Biological indicators of heavy metals in water and soil. *Agronomy Series of Scientific Research/Lucrari Stiintifice Seria Agronomie*, 58:157-160
- Peng, K., C. Luo, L. Lou, X. Li, Z. Shen. 2007. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of the total environment* 392:22-29.
- Pereyra Díaz, D., J. A. A. P. Sesma., M. D. R. S. Ortega. 2010. Hidrología. Tomado de:
<https://cdigital.uv.mx/bitstream/123456789/9650/1/04HIDROLOGIA.pdf>
- Polechońska, L., A. Klink. 2014. Trace metal bioindication and phytoremediation potentialities of *Phalaris arundinacea* L.(reed canary grass). *Journal of Geochemical Exploration* 146:27-33.
- Prasad, M.N.V., J. Hagemeyer. 1999. *Heavy Metal Stress in Plants From Molecules to Ecosystems*. Springer. 1st Edition. Berlin. 401pp.

- Prieto, M, J., R.C.A. González, G.A.D. Román, G.F. Prieto. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10:29-44.
- Rainbow, P. S., D. J. Phillips. 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. 26:593-601.
- Rauch, J. N., T. E. Graedel. 2007. Earth's anthropobiogeochemical copper cycle. *Global Biogeochemical Cycles*. 21:1-13.
- Raven, P. 2013. *Biology of Plants*. 8th Ed. U.S.A. New York. Freeman and Company. 900pp
- Sağlam, A., F. Yetişsin, M. Demiralay, R. Terzi. 2015. Copper stress and responses in plants. In Ahmad P. *Plant Metal Interaction*. (pp. 21-40)
- Samecka-Cymerman, A., A.J. Kempers. 2000. Bioindication of heavy metals with aquatic macrophytes: the case of a stream polluted with power plant sewages in Poland. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 62:57-67.
- Sawidis, T., A. Marnasidis, G. Zachariadis, J. Stratis. 1995. A study of air pollution with heavy metals in Thessaloniki city (Greece) using trees as biological indicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 28:118-124.
- Schierup, H. H., V. J. Larsen. 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. I. Availability, uptake and translocation of heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany*. 11:197-210.
- Sharma, P., R. S. Dubey. 2005. Lead toxicity in plants. *Braz J Plant Physiology* 17:35–52
- Shaw, A. J. 1989. *Heavy metals tolerance in Plants: Evolutionary aspects*. USA. 1st Ed. CRC Press. 355pp.
- Soto-Jimenéz, M, F. 2011. Tranferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica* 21:239-248.
- Windham, L., J. S. Weis., P. Weis. 2003. Uptake and distribution of metals in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (cordgrass) and *Phragmites australis* (common reed). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56:63-72.
- Wuana, R. A., F. E. Okieimen. 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Isrn Ecology*, 2011: 1-21.
- Zarazúa, G., P. Ávila-Pérez, S. Tejeda, M. Valdivia-Barrientos, C. Zepeda-Gómez, G. Macedo-Miranda. 2013. Evaluación de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn

Y Pb en sombrerillo de agua (*Hydrocotyle ranunculoides*) del curso alto del río Lerma, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29:17-24.

Zhang, C., Z. G. Yu., G. Zeng., M. Jiang., Z. Z. Yang., F. Cui., M. Zhu., L. Shen., L. Hu. 2014. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment international*. 73:270-281.

ANEXOS

Características de los metales pesados: Cu y Pb

Cobre (Cu)

El elemento cobre quien posee el número atómico 29, presenta dos tipos de especiación un estado oxidado (Cu^{2+}) y uno reducido (Cu^+). Se encuentra naturalmente en el ambiente, principalmente en rocas ígneas, se ha estimado que la corteza terrestre podría contener un total de 15×10^{17} kg en pequeñas porciones distribuidas en la corteza, es utilizado por la humanidad y fabricado para las tuberías de cobre y en cables eléctricos. Es un micronutriente esencial para el crecimiento y desarrollo de todos los organismos, esto debido a que posee funciones como cofactor de la enzima citocromo oxidasa C, también forma parte de las plastocianinas en el sistema fotosintético en las plantas, aunque posee efectos positivos en los seres vivos, se ha observado que en altas concentraciones es tóxico. En humanos su principal depósito de este metal es el hígado, ocasionando alteraciones en su normal funcionamiento desarrollando cirrosis, también suele tener repercusiones negativas en los riñones, en el sistema nervioso, incluso hasta puede ocasionar la muerte. (Gaetke y Kuang, 2003; Flemming y Trevors, 1989; Rauch y Graedel, 2007).

En el caso de las plantas, también es un elemento esencial para la nutrición de las plantas, ya que juega un papel importante en diferentes enzimas vitales para el metabolismo de la célula. Muchas de las metaloenzimas contienen Cu y están relacionadas con reacciones catalíticas en donde O_2 es el aceptor de electrones siendo reducido a H_2O_2 o H_2O (Prasad y Hagemeyer, 1999).

Existen diferentes reservorios de Cu que pueden a su vez dividirse en exógeno y endógenos; entre los endógenos se encuentran las concentraciones de Cu en el núcleo, manto y la corteza terrestre; corteza oceánica y corteza continental y los reservorios exógenos determinados por la biomasa de los organismos, sedimentos, disueltos en agua, disueltos en agua oceánica y en la atmósfera véase Figura 12 (Rauch y Graedel, 2007).

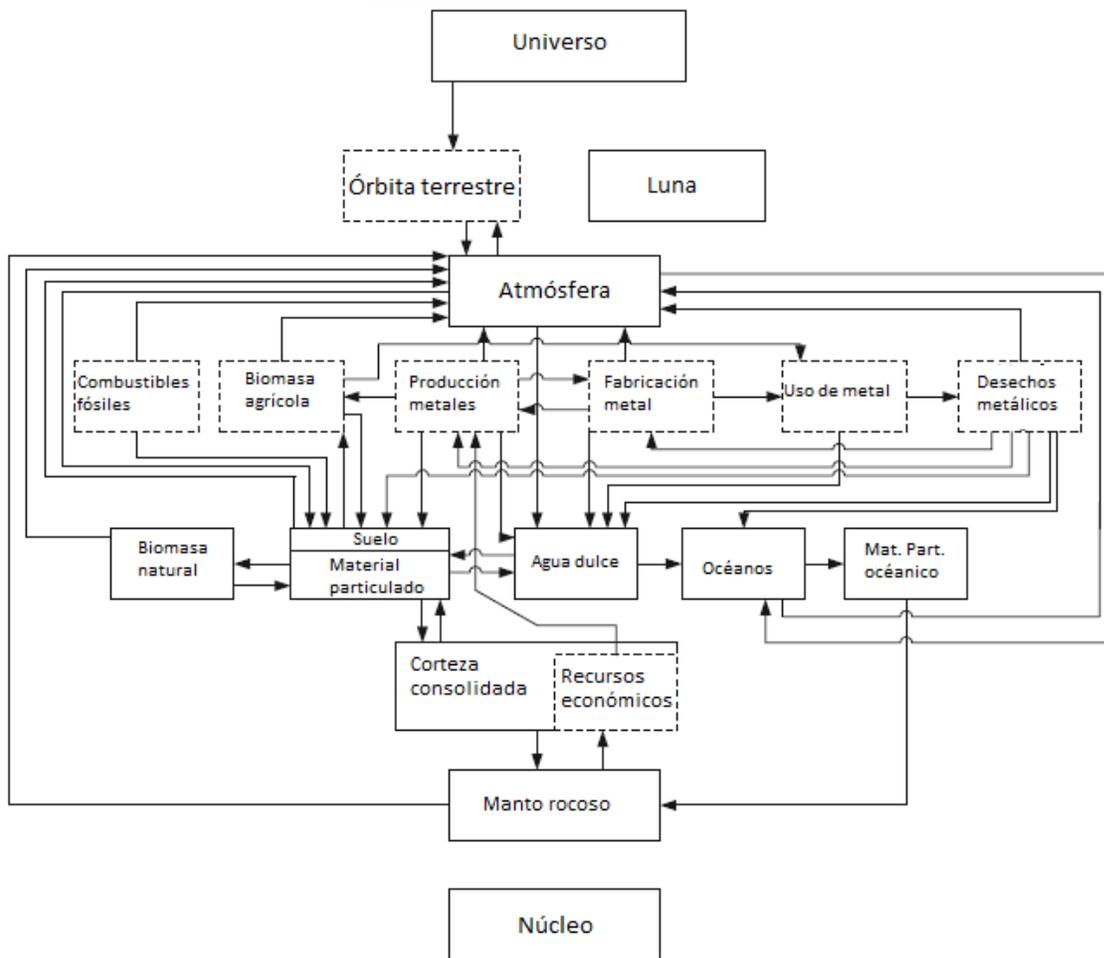


Fig. 12 Esquema del ciclo biogeoquímico y reservorios del Cobre. En conjunto con las alteraciones antropogénicas (cuadros interlineados) generadas en el ciclo y el ciclo natural (cuadros lineales). Tomado de (Rauch y Graedel, 2007).

Plomo (Pb)

Es el elemento número 82 en la tabla periódica, pertenece al grupo IV y al periodo 6, posee dos estados de oxidación: Pb (II) y Pb (IV); naturalmente es encontrado en combinación con otros elementos formando minerales, por ejemplo, formando sulfuros, carbonatos, etc. Tiene utilidad en trabajos de soldadura, cubiertas de cable, municiones, plomería y pigmentos, es además uno de los metales con mayor importancia debido a su alta toxicidad. La contaminación por Pb se debe principalmente a las actividades antropogénicas, por ejemplo, minería, pinturas, explosivos y gasolinas que contienen dicho metal y su uso constante aumentó la concentración significativamente. Es un metal que está disponible en el aire, el suelo y agua, aunque en este último no es tan apreciable debido a su rápida solubilidad, normalmente es tomado por las plantas a través de las raíces, aunque también puede hacerlo con las hojas, sin embargo, esto va a depender de la capacidad de cada planta para realizar y de la permeabilidad de la hoja. (Sharma, 2005).

La inhalación e ingestión son las rutas más comunes de exposición al Pb, aunque ambas tienen los mismos efectos; puede acumularse dicho elemento en los órganos generando envenenamiento, daños en el tracto digestivo, riñones, sistema nervioso central; entre los más afectados son los infantes, pues corren el riesgo de desarrollarse incorrectamente, bajo coeficiente intelectual, déficit de atención, hiperactividad, deterioro mental, los adultos pueden desarrollar un decremento en el tiempo de reacción, pérdida de memoria, insomnio, anorexia. (Wuana y Okieimen, 2011)

Su disponibilidad a los humanos está ligada directamente al su estado natural del metal y de la localización del mismo, por ejemplo, su presencia en el aire o en el agua. Se ha detectado el medio primordial de su traslado el cual es el aire mediante el cual puede ser transportado a muy largas distancias, su tiempo de residencia puede ser de horas hasta días hasta su deposición; mucho del Pb es depositado en los suelos y eventualmente se mezcla con otros compuestos en la superficie, el cual puede ser tomado por los animales y bacterias, de esta manera entra a la cadena alimenticia, de la misma manera puede depositarse directamente de la atmósfera o ser erosionado de los suelos, rocas o de las erupciones volcánicas a depósitos acuáticos tales como ríos, lagos, lagunas que pueden ser transportados al océano véase Figura 13 (Hutchinson y Meema, 1987)

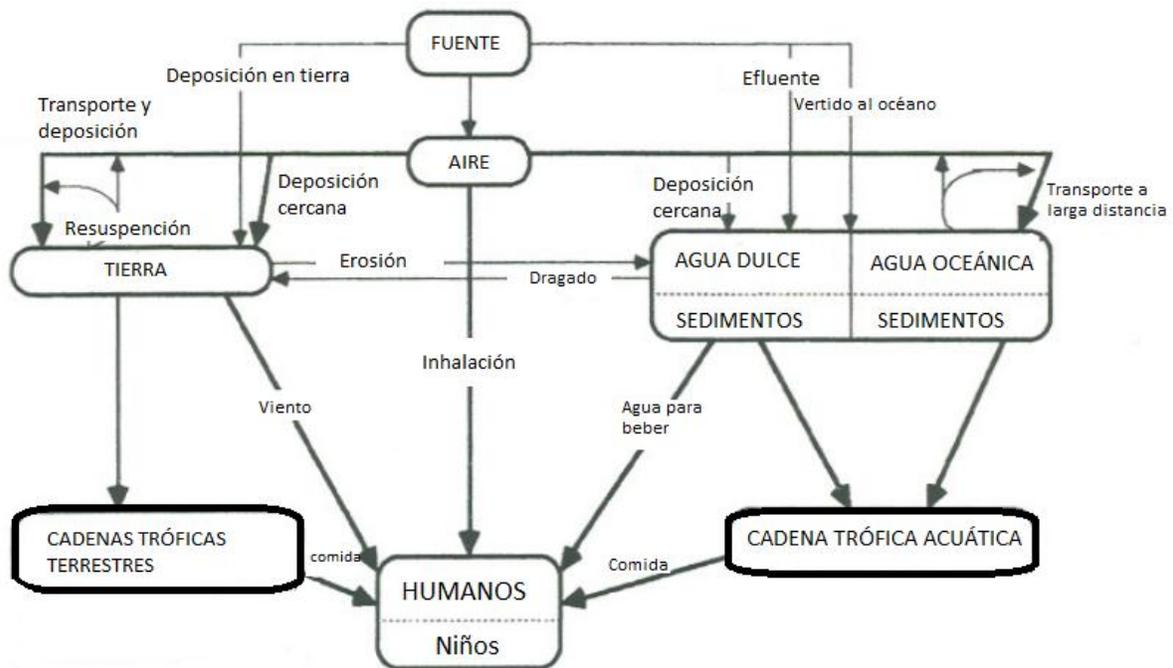


Fig. 13 Ciclo biogeoquímico del Plomo con demostrando las vías de ingestión al humano. Tomado de (Hutchinson y Meema, 1987)

Características generales de las macrófitas del SFJA

Hymenocallis littoralis (Jacq.) Salisb (Fig. 14 y Fig. 15)

Reino: Plantae
 División: Tracheophyta
 Subdivisión: Spermatophyta
 Clase: Magnoliopsida
 Superorden: Lilianae
 Orden: Asparagales
 Familia: Amarillidaceae
 Género: *Hymenocallis*
 Especie: *H. littoralis*



Fig. 14. *Hymenocallis littoralis* en su hábitat

Descripción

Ésta especie fue descrita por Jacques Salisbury, son plantas subacuáticas de 50 - 70 cm de alto que poseen bulbos ovoides de 5-9 cm de largo y 4.5 – 7 cm de diámetro el cual se adelgaza en un cuello que alcanza los 7 a 9 cm de largo, posee catáfilas pardas y membranáceas, posee raíces carnosas. Sus hojas lineares alcanzan los 50- 69 cm. Genera inflorescencias con 8 – 15 flores, el escapo mide de 50 a 66 cm de alto; brácteas de hasta 5 cm de largo; flores blancas, sésiles; lóbulos del perianto subiguales, lineares, agudos de 11 cm de largo, 6 mm de ancho y el tubo de 15 – 20 cm de largo, verde, la corona estaminal de 2.3 a 3.2 cm de largo y 3.2 a 4 cm de diámetro, los lóbulos de la corona estaminal son triangulares, la porción libre de los filamentos es de 4.7 a 5.2 cm de largo y 2 mm de diámetro, es blanca sólo en la base, verde en la parte apical, las anteras lineares de 2 – 2.2 cm de largo; ovario trilobado de 1.5 cm de largo y 1.3 cm de diámetro, el estilo es linear, blanco verdoso de 24 cm de largo. El Fruto es de un tamaño de 1.8 a 2.3 cm de largo y de 1 a 1.5 cm de diámetro. Su hábitat se encuentra sobre ciénagas de agua salobre, desembocadura de ríos, vegetación de dunas costeras, en selva mediana perennifolia, manglares y pastizales inundables. Se distribuye principalmente en la costa del Golfo de México y del Caribe, se encuentra también en los estados de Campeche, Chiapas, Oaxaca, Quintana Roo, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz y Yucatán (Alvarado-Cárdenas *et al.*, 2013; López-Ferrari y Espejo-Serna, 2002)



Fig. 15. Esquema de *Hymenocallis littoralis* a y b, hábito; c, inflorescencia; d, flor, vista superior; e, flor, vista lateral; f, fruto; g, ovario, corte transversal. Esquema tomado de López-Ferrari y Espejo-Serna, 2002.

***Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng.**

Reino: Plantae
Subreino: Traqueobionta
Superdivisión: Spermatophyta
División: Magnoliophyta
Clase: Liliopsida
Subclase: Arecidae
Orden: Arales
Familia: Araceae
Género: *Zantedeschia*
Especie: *Z. aethiopica*



Fig. 16. *Zantedeschia aethiopica* en su hábitat

Descripción

En la literatura se menciona como una planta terrestre, sin embargo, en este estudio se encontró dentro del agua que puede alcanzar 1 metro; tallo representado por un rizoma grueso de 2 a 3 cm de diámetro; pecíolos subrollizos de 36 a 54 cm de largo, envainantes en 45 a 70% de su largo, lámina foliar angostamente ovado-sagitada, de 22 a 40 cm de largo, de 11 a 20 cm de ancho, alargado-acuminada en el ápice, lóbulos posteriores usualmente más largos que anchos, de 5 a 8 cm de largo, de 3 a 6 cm de ancho, semilustrosa, nervio medio principal hundido en el haz, convexo en el envés, nervios primarios laterales 4 ó 5 pares, partiendo en ángulo de 30 a 45°, venas menores moderadamente aparentes; inflorescencia dispuesta por encima del nivel de las hojas, pedúnculo de 30 a 56 cm de largo, usualmente más largo que el pecíolo, espata de 8 a 16 cm de largo, de (5) 10.5 a 15 de ancho, de color blanco-crema, abruptamente acuminada en el ápice, redondeada en la base, espádice amarillento, de 5.5 a 7.7 cm de largo, de 0.8 a 1.2 cm de diámetro, porción pistilada 1 a 2.5 de largo. Es una especie que tiene su origen en África, sin embargo, se encuentra distribuida en diferentes zonas subtropicales del mundo, en México se considera una especie exótica, aunque se cultiva en todo el país y existen algunas poblaciones que viven “asilvestradas”, sobre todo en regiones de bosque mesófilo, canales de riego, orillas de cuerpos de agua, y potretros en regiones húmedas. Se ha reportado su presencia hasta los 1900 msnm (Croat y Carlsen, 2003; CONABIO, 2009)