



ORIGINAL ARTICLE /ARTÍCULO ORIGINAL

BIOLOGICAL COEFFICIENTS OF PHYTOREMEDIATION OF SOIL EXPOSED TO LEAD AND CADMIUM AND USING *ALOPECURUS MAGELLANICUS BRACTEATUS* AND *MUHLENBERGIA ANGUSTATA* (POACEAE), PUNO, PERU

COEFICIENTES BIOLÓGICOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS EXPUESTOS A PLOMO Y CADMIO UTILIZANDO *ALOPECURUS MAGELLANICUS BRACTEATUS* Y *MUHLENBERGIA ANGUSTATA* (POACEAE), PUNO, PERÚ

George Argota-Pérez¹, Malú Encinas-Cáceres², Humberto Argota-Coello³ & José Iannacone⁴

¹ Laboratorio Ecotoxicología. Grupo de Estudios Preclínicos. Centro de Toxicología y Biomedicina (TOXIMED). Universidad de Ciencias Médicas. Santiago de Cuba, Cuba.

² Programa de Maestría en Ecología. Mención Ecología y Gestión Ambiental. Escuela Postgrado. Universidad Nacional del Altiplano. Departamento de Puno, Perú. ³ Departamento Técnico. Laboratorio de Minerales - Geominera Oriente.

Santiago de Cuba, Cuba. ⁴ Laboratorio Ecofisiología Animal. Universidad Nacional Federico Villareal (UNFV) - Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú. E-mail: george.argota@gmail.com/joseiannacone@gmail.com

The Biologist (Lima), vol. 12 (1), jan-jun, 99-108.

ABSTRACT

The aim of this study was to determine the biological coefficients of phytoremediation in soils of mine tailings for comparable exposure to Pb and Cd, using *Alopecurus magellanicus bracteatus* and *Muhlenbergia angustata* (Poaceae) Ananea, Puno, Peru. Between March and August 2013, ten points of sampling were selected next to a mining area of Ananea -Puno, Peru. The metals analyzed were quantified by inductively coupled plasma spectrometry. To evaluate the potential of phytoremediation three biological coefficients were determined: ratios of biological uptake -BAC, translocation factor- BT and remediation factor -RC of *A. magellanicus bracteatus* and *M. angustata*. Differences in root, leaf, BT, RC between Pb and Cd of both plant species were observed together. No differences between Pb and Cd were seen for BAC. No differences were found between *A. magellanicus bracteatus* and *M. angustata* in the concentration of Pb and Cd in the root and leaves. No differences were found between *A. magellanicus bracteatus* and *M. angustata* in BAC, BT and RC of Pb and of Cd. Potential of phytoremediation for both species of plants was low.

Keywords: Cd, exposure, phytoremediation, Poaceae, Pb, soil.

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue determinar los coeficientes biológicos de fitorremediación en suelos de relave mineros por exposición asimilable a Pb y Cd, utilizando a *Alopecurus magellanicus bracteatus* y *Muhlenbergia angustata* (Poaceae) de Ananea, Puno, Perú. Entre marzo y agosto del 2013, se seleccionaron diez puntos de muestreo próximos a una zona minera de Ananea-Puno, Perú. Los metales analizados fueron cuantificados mediante espectrometría por plasma inductivamente acoplado. Para evaluar el potencial de fitorremediación se determinaron tres coeficientes biológicos: coeficientes de absorción biológico- BAC, factor de translocación - BT y factor de remediación -RC de *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata*. Se observaron diferencias en la raíz, hoja, BT, RC entre el Pb y el Cd de ambas especies de plantas en conjunto. No se vieron diferencias entre el Pb y Cd para el BAC. No se encontraron diferencias entre *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata* en la concentración de Pb y Cd en la raíz, y en las hojas. No se encontraron diferencias entre *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata* en la BAC, BT y RC del Pb, y del Cd. El potencial de fitorremediación para ambas especies de plantas fue bajo.

Palabras clave: Cd, exposición, fitorremediación, Poaceae, Pb, suelo.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la contaminación del suelo sigue siendo consecuencia de sociedades cada vez más industrializadas (Kidd *et al.* 2007), cuyos agentes contaminantes son muy diversos (García & Dorransoro 2005). Según Bernal *et al.* (2007), los niveles para considerar un suelo contaminado dependen del elemento en cuestión, su uso y legislación de cada país.

En el caso de los metales pesados como elementos contaminantes su estática en el suelo, condiciona una elevada persistencia y al no poder degradarse con facilidad, pueden cambiar su estado de oxidación representando cierta movilidad hacia los seres vivos (Vullo 2003).

Bernal *et al.* (2007) mencionan que la permanencia de metales pesados en el suelo es muy peligrosa para la biota debido a su elevada tendencia a la bioacumulación y a la biomagnificación a través de la cadena trófica. Dicha toxicidad depende no solo de la concentración, sino además de su forma química y de su persistencia. La alta presión selectiva de determinados suelos, posibilita la selección de poblaciones con tolerancias mucho mayores a la presencia de metales pesados (Becerril *et al.* 2007). La tolerancia hacia los metales está representada por la supervivencia en un tipo de suelo que sería tóxico a otras plantas, lo cual se manifiesta mediante una interacción entre el genotipo y su ambiente, determinando finalmente la sobrevivencia de cada especie (Macnair 2002).

Los metales pesados son definidos como aquellos elementos químicos que tienen una densidad mayor que $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos). Pero este término suele ser utilizado en el lenguaje corriente con una connotación negativa que

hace referencia al riesgo de toxicidad que genera su presencia cuando supera determinados niveles en el suelo (Gratão *et al.* 2005). Es por ello que para un adecuado equilibrio del ecosistema, el contenido de metales pesados en el suelo debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogenéticos que en él tienen lugar, pero la actividad humana ha incrementado el contenido de estos metales en cantidades considerables (García & Dorransoro 2005). A pesar de lo anterior, podría pensarse que la ciencia no puede eliminar este tipo de contaminación tan duradera, sino se realiza mediante tecnologías muy laboriosas, costosas e invasivas; aunque en los últimos años se viene desarrollando una novedosa herramienta para eliminar muchos de los contaminantes de los suelos afectados. Se trata de una tecnología limpia, barata y sorprendentemente eficaz a consideración de muchos especialistas, la cual es denominada fitorremediación, donde su base fundamental está en las plantas hiperacumuladoras, las cuales poseen reconocida capacidad de tolerancia y alta absorción de metales pesados (Jadia & Fulekar 2009). Según Padmavathiamma & Li (2007) la fitorremediación es la capacidad que tienen algunas especies de absorber, acumular o tolerar altas concentraciones de contaminantes entre ellos metales pesados, compuestos orgánicos y radioactivos (Barceló & Poschenreider 2003, Saad *et al.* 2009).

En el Perú, se ha evaluado la acumulación de Pb con fines de fitorremediación en *Bidens triplinervia* Kunth y *Senecio* sp. (Asteraceae), acumulando la primera una mayor concentración de Pb en las raíces y la segunda en los brotes, respectivamente (Bech *et al.* 2012). Aliaga *et al.* (2009) y Bobadilla *et al.* (2013) evaluaron la capacidad de acumulación de Pb y Cd de *Calamagrostis ligulata* (HBK) Hitchcock (Poaceae), *Cyperus* sp. (Cyperaceae) y *Juncus imbricatus* Laharpe (Juncaceae) en los humedales andinos de

Ancash, Perú. En la zona andina se ha registrado que las familias Poaceae, Cyperaceae y Juncaceae presentan el mayor número de especies nativas con capacidad de acumulación de metales pesados (Bobadilla *et al.* 2013).

Alopecurus magellanicus bracteatus (Phil.) Mariano (Poaceae) “pasto plumizo” es una hierba perenne nativa de la puna de Sudamérica (Dogan 1999, Domínguez *et al.* 2004, Finot *et al.* 2011). *Muhlenbergia angustata* (J. Presl.) Kunth (Poaceae) pertenece a un género que es componente de la vegetación primaria perenne sudamericana y forma parte de los pastizales-pajonales andinos (Giraldo-Cañas & Peterson 2009, Finot *et al.* 2011, Peterson & Giraldo-Cañas 2011).

El objetivo del presente trabajo fue determinar los coeficientes biológicos de fitorremediación en suelos por exposición a Pb y Cd utilizando a *A. magellanicus bracteatus* (Poaceae) y *M. angustata* (Poaceae) en el Distrito de Ananea, Puno-Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de evaluación

El estudio se realizó en una zona minera ubicada en el Distrito de Ananea, Puno, Perú (4610 msnm; 14°40'40" LS y 69° 31'56" LW). Se muestreó como matrices ambientales: los suelos de relaves mineros y las especies *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata* (Figura 1). El muestreo se realizó *in situ* desde marzo hasta agosto de 2013.

Muestreo

El muestreo realizado fue de juicio y no probabilístico. Las muestras tomadas fueron de tipo compuesta. Se realizó para el suelo de relave un muestreo en zig-zag, donde fueron seleccionados diez puntos a diferentes profundidades (0-30 cm y 30-60 cm), estando el mismo referido a la distribución de las especies y sus sistemas radiculares. Para la selección de las especies *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata*, se siguieron los siguientes cuatro criterios: (1) cantidad de biomasa, (2) distribución amplia en la zona de



Figura 1. *Alopecurus magellanicus bracteatus* (izquierda) y *Muhlenbergia angustata* (derecha).

procedencia, (3) bajo requerimiento de nutrientes y (4) ausencia de síntomas de fitotoxicidad (Deng *et al.* 2004). Una vez seleccionadas las muestras, éstas fueron depositadas en bolsas de polietileno previa identificación, homogenizándose solo las pertenecientes al suelo (1 Kg).

Pb y Cd asimilable en suelos de relave

Para la determinación del Pb asimilable en el suelo, se pesó 5 g de esta matriz ambiental, se le añadió 50 mL de HCl (1N), se centrifugó luego a 3000 rpm y se filtró. Para el caso del Cd asimilable en suelo, se pesó 5 g para esta matriz ambiental y se le añadió 50 mL de dietil-entriamin-pentacético (DTPA) cuya concentración fue de $0,005 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} + 0,1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ de trietanol-amina (TO) + $0,01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ (CaCl_2). Luego se centrifugó a 3000 rpm y se filtró. Finalmente, Pb y Cd fueron cuantificados por espectrometría de plasma inductivamente acoplado con vista axial (ICP-AES). Los valores obtenidos fueron comparados con los ECA (Estándares de Calidad Ambiental) según la normatividad peruana vigente para suelos industriales-extractivos (MINAM 2013).

Coefficientes biológicos

Para analizar la fitorremediación se consideró, el coeficiente de absorción biológico (BAC: según siglas en inglés), el cual relacionó la concentración del metal en la raíz entre la concentración del metal en el suelo (Pérez *et al.* 2008), además fue considerado el factor de translocación biológico o de transferencia biológica (BT, según siglas en inglés), el cual asoció la concentración de metal en la raíz entre la concentración del metal en las hojas (Sun *et al.* 2008). Vyslouzilova *et al.* (2003) refieren que debe considerarse el factor de remediación (RC, según siglas en inglés), que es la proporción del elemento contenido en la parte aérea de la planta con respecto a la superficie del suelo. Whitfield & Zeeb (2010) mencionan que si este cociente es mayor o igual que uno, el objetivo de la remediación se

da por cumplido y la eliminación de la vegetación contaminada sería económicamente más efectiva que la eliminación del suelo contaminado.

Análisis de los datos

Se utilizó el paquete estadístico Statgraphis Plus (versión 5.1: 1994 - 2001) (Statgraphis 2001). Las matrices ambientales (suelo y planta) fueron analizadas por triplicado, donde se analizó la normalidad de las observaciones comparando sus medias según análisis de varianza y prueba de t de student, considerándose significativas a un valor de $p < 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1, muestra las concentraciones asimilables en las 10 muestras de suelo para el Pb y Cd, encontrándose diferencias estadísticamente significativas entre ellas ($p < 0,05$). Según Llugany *et al.* (2007), la reducción del contenido de contaminantes hasta niveles óptimos a través de la fitorremediación, permitiría la reutilización del suelo tratado para diferentes fines evitando así, la transferencia de metales hacia otras matrices ambientales. En el caso del Pb, se observó una dispersión entre la muestra de menor y mayor concentración que fue del 77,78 % y para el Cd fue 71,12% respectivamente, por lo que estos valores pueden considerarse similares, indicando que las concentraciones determinadas en el suelo no son uniformes. Los valores de los ECA de Pb y Cd para suelos industriales extractivos según la norma Peruana, fueron mucho más altos que los obtenidos en las 10 muestras de suelo de la zona ambiental minera de Ananea, Puno, Perú, por lo que las muestras de suelo podrían considerarse como no afectadas por Pb y Cd (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración asimilable de plomo y cadmio en suelos de relave ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en la zona ambiental minera de Ananea, Puno, Perú. ECA (Estándares de Calidad Ambiental), Perú de Pb y Cd ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) según MINAM (2013).

punto de muestreo	Elementos			
	Pb asimilable	Método: 95,0 porcentaje LSD	Cd asimilable	Método: 95,0 porcentaje LSD
1	8,42 ± 1,03	d	2,11 ± 0,41	b
2	4,12 ± 1,22	a	1,19 ± 0,22	a
3	9,67 ± 2,06	e	2,36 ± 0,16	c
4	11,44 ± 2,37	f	4,12 ± 1,04	i
5	7,46 ± 1,34	c	3,11 ± 0,42	g
6	13,27 ± 2,44	h	3,93 ± 0,19	h
7	18,54 ± 1,12	j	2,37 ± 0,15	cd
8	15,09 ± 2,16	i	3,05 ± 0,71	g
9	6,22 ± 1,88	b	2,39 ± 0,28	de
10	13,18 ± 2,79	g	2,68 ± 0,39	f
Cociente-F	580491,63		22554,67	
P-Valor	0,0000		0,0000	
ECA-Perú-2013	1200		22	

En la literatura científica, existen registros de los principales factores abióticos relacionados con la movilidad de los metales en el suelo como por ejemplo: pH y potencial de oxidación-reducción (García & Dorronsoro 2005), textura y estructura (López & Grau 2005), materia orgánica (Pilón 2005) y capacidad de intercambio catiónico (Brady & Weil 2008).

Hall (2002), indica que la toxicidad causada por los metales pesados puede resultar de la unión con grupos sulfhidrilo de las proteínas, provocando disminución de su actividad, disrupción de estructura o desplazamiento de elementos esenciales que generan deficiencias. Además estimulan la formación de radicales libres y especies reactivas de oxígeno produciéndose estrés oxidativo, pero ello no dice con detalle, determinados mecanismos cinéticos por el cual los metales pesados, una vez que se encuentran en el suelo, atraviesan las barreras biológicas como son la

pared celular y la membrana citoplasmática de las plantas, lo cual justificaría su presencia inicial en las raíces (Jadia & Fulekar 2009, Mukhopadhyay & Maiti 2010).

La Tabla 2, muestra las concentraciones de Pb y Cd en las raíces de las dos plantas. El Pb fue el elemento de mayor concentración, así como de mayor variación entre las muestras por suelo, donde este comportamiento fue similar para el órgano de las hojas (Tabla 3). En este trabajo se cuantificó el Pb y Cd en el suelo donde están las dos especies en estudio, y representa sin duda, un riesgo ambiental poco considerable. La cuantificación del Pb y el Cd en las raíces, indicó que ambos elementos se encontraron en forma biodisponible. Se observaron diferencias en la raíz (Pb = 6,21 y Cd= 1,21; $t=5,97$; $p = 0,000$), hoja (Pb = 1,98 y Cd= 1,05; $t=4,29$; $p = 0,000$), BT (Pb = 0,38 y Cd= 0,89; $t=7,05$; $p = 0,000$) y RC (Pb = 0,19 y Cd= 0,38; $t=3,72$; $p = 0,001$) entre el Pb y el Cd. No se vieron diferencias entre el Pb y Cd para el

BAC ($t = 1,11$; $p = 0,27$). López & Grau (2005), definen el término biodisponibilidad como la capacidad de un elemento de pasar desde un compartimento cualquiera del suelo a un ser vivo. Pilon (2005) indica que la biodisponibilidad depende de las propiedades químicas del contaminante, de las propiedades del suelo, de las condiciones ambientales y de

la actividad biológica, a pesar que dichas variables no fueron objetivo de análisis en el presente estudio. Mukhopadhyay & Maiti (2010) indican que los géneros de plantas: *Brassica*, *Vetiveria*, *Sesbania*, *Minuartia*, *Juncus*, *Scirpus* y *Thymus* son acumuladoras de Pb, y son plantas acumuladoras de Cd, *Vetiveria*, *Sesbania*, *Viola*, *Sedum* y *Rumex*.

Tabla 2. Concentraciones de Pb y Cd ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Promedio \pm desviación estándar) en las raíces de *Alopecurus magellanicus bracteatus* y *Muhlenbergia angustata* en la zona ambiental minera de Ananea, Puno, Perú.

punto de muestreo	<i>A. magellanicus bracteatus</i>		<i>M. angustata</i>	
	Pb	Cd	Pb	Cd
1	4,38 \pm 0,93	0,11 \pm 0,03	4,31 \pm 1,21	0,92 \pm 0,30
2	1,08 \pm 1,18	0,15 \pm 0,20	1,68 \pm 0,49	1,20 \pm 0,19
3	5,63 \pm 2,02	1,32 \pm 0,12	3,84 \pm 0,13	1,65 \pm 0,12
4	7,40 \pm 2,29	2,08 \pm 1,00	5,31 \pm 1,17	1,48 \pm 0,11
5	3,42 \pm 1,30	1,07 \pm 0,22	2,46 \pm 0,65	1,35 \pm 0,23
6	9,23 \pm 2,40	1,89 \pm 0,35	7,27 \pm 1,33	0,99 \pm 0,09
7	14,50 \pm 1,08	1,33 \pm 0,42	12,32 \pm 1,15	1,12 \pm 0,13
8	11,05 \pm 2,12	1,05 \pm 0,18	8,04 \pm 2,46	1,49 \pm 0,44
9	2,18 \pm 1,84	1,35 \pm 0,14	3,38 \pm 0,87	1,11 \pm 0,25
10	9,14 \pm 2,75	1,64 \pm 0,25	7,62 \pm 1,66	1,02 \pm 0,36

Tabla 3. Concentraciones de plomo y cadmio ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (Promedio \pm desviación estándar) en las hojas de *Alopecurus magellanicus bracteatus* y *Muhlenbergia angustata* en la zona ambiental minera de Ananea, Puno, Perú.

punto de muestreo	<i>A. magellanicus bracteatus</i>		<i>M. angustata</i>	
	Pb	Cd	Pb	Cd
1	1,34 \pm 0,89	0,07 \pm 0,021	1,27 \pm 0,17	0,72 \pm 0,16
2	0,04 \pm 0,14	0,11 \pm 0,04	1,64 \pm 0,49	1,13 \pm 0,15
3	1,59 \pm 0,02	1,28 \pm 0,12	2,80 \pm 0,23	1,63 \pm 0,08
4	2,36 \pm 0,25	1,04 \pm 0,10	1,27 \pm 0,13	1,44 \pm 0,07
5	1,38 \pm 0,25	1,03 \pm 0,12	1,42 \pm 0,55	1,25 \pm 0,19
6	3,19 \pm 1,16	0,89 \pm 0,15	2,23 \pm 0,33	0,95 \pm 0,05
7	3,46 \pm 1,04	1,29 \pm 0,32	1,28 \pm 0,15	1,08 \pm 0,09
8	3,05 \pm 1,08	1,01 \pm 0,24	2,04 \pm 1,01	1,45 \pm 0,40
9	2,14 \pm 1,10	1,31 \pm 0,20	1,38 \pm 0,33	1,07 \pm 0,21
10	3,14 \pm 1,31	1,60 \pm 0,31	2,62 \pm 0,46	0,79 \pm 0,32

La Tabla 4, muestra que tanto BT como RC no superaron el valor comparativo de 1, lo cual indica que la translocación desde las concentraciones presentes en las raíces hasta las hojas fue baja y que dicha concentración en este último órgano con relación a su contenido

en el suelo, fue poco significativa, por lo que toda posible concentración de Pb y Cd, no está siendo absorbida por las plantas o solo es retenida en las propias raíces. No se encontraron diferencias entre *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata* en la concentración

de Pb en la raíz ($t = 0,70$; $p = 0,49$), Cd en la raíz ($t = 0,15$; $p = 0,87$), Pb en las hojas ($t = 0,95$; $p = 0,35$) y Cd en las hojas ($t = 1,02$; $p = 0,32$). Tampoco se encontraron diferencias entre *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata* en la BAC del Pb ($t = 1,18$; $p = 0,25$), BT del Pb ($t = 0,62$; $p = 0,53$), RC del Pb ($t = 0,02$; $p = 0,98$), BAC del Cd ($t = 0,55$; $p = 0,58$), BT del Cd ($t =$

$1,88$; $p = 0,08$) y RC del Cd ($t = 1,63$; $p = 0,11$). Es importante señalar que para las plantas con características de fitorremediación, las raíces son los órganos de comportamiento excluyentes a los metales pesados y para este caso de estudio, la misma ha sido limitante.

Tabla 4. Coeficientes biológicos en *Alopecurus magellanicus bracteatus* y *Muhlenbergia angustata* en la zona ambiental minera de Ananea, Puno, Perú. BAC = coeficiente de absorción biológico. BT = factor de translocación biológico o transferencia biológica. RC = factor de remediación.

punto de muestreo	<i>A. magellanicus bracteatus</i>						<i>M. angustata</i>					
	Pb			Cd			Pb			Cd		
	BAC	BT	RC	BAC	BT	RC	BAC	BT	RC	BAC	BT	RC
1	0,52	0,30	0,16	0,05	0,64	0,03	0,51	0,30	0,15	0,44	1,39	0,34
2	0,26	0,04	0,01	0,13	0,73	0,09	0,41	0,98	0,40	1,00	0,94	0,95
3	0,58	0,28	0,16	0,56	0,97	0,54	0,40	0,73	0,29	0,70	0,99	0,69
4	0,64	0,32	0,21	0,50	0,50	0,25	0,46	0,24	0,11	0,36	0,97	0,35
5	0,46	0,40	0,18	0,67	0,96	0,33	0,33	0,58	0,19	0,43	0,80	0,40
6	0,70	0,35	0,24	0,48	0,47	0,20	0,55	0,31	0,17	0,25	0,96	0,24
7	0,78	0,24	0,18	0,56	0,97	0,54	0,66	0,10	0,09	0,47	0,96	0,46
8	0,73	0,28	0,20	0,34	0,96	0,33	0,53	0,25	0,11	0,49	0,97	0,35
9	0,35	0,98	0,34	0,56	0,97	0,55	0,54	0,41	0,22	0,46	0,96	0,48
10	0,69	0,34	0,24	0,61	0,98	0,22	0,58	0,34	0,20	0,38	0,77	0,29

Las especies *A. magellanicus bracteatus* y *M. angustata*, coinciden con lo mencionado por Ginocchio & Baker (2004), al encontrarse en suelos con altas concentraciones de metales pesados, así como de distribución geográfica limitada. Sin embargo, si bien es cierto que se encuentran en un medio con presencia de Pb y Cd, no cumplen estrictamente con lo planteado por Becerril *et al.* (2007) para las plantas metalófitas que es resistir, tolerar y sobrevivir en suelos con niveles de metales, debido a que los índices BT y RC mostraron valores de acumulación menores que uno. No obstante, según los valores encontrados pudiera pensarse que ambas especies poseen mecanismos de exclusión tanto a Pb como al Cd, aunque estas concentraciones determinadas pudieran predecir efectos de

toxicidad a corto, mediano y largo plazo en el ciclo de vida de ambas especies (Williamson *et al.* 1982, Kabata & Pendias 2000, Wong 2003, Guevara *et al.* 2005, García & Dorronsoro 2005, Tlustos 2006).

Vanek *et al.* (2010), indican que la fitorremediación es aún, una tecnología incipiente, siendo el mayor problema la falta de antecedentes y resultados, debido a la larga duración de los proyectos de fitorremediación dependientes del crecimiento de las plantas, la actividad biológica y las condiciones climáticas. Marmiroli *et al.* (2010) señalan que la mayoría de las investigaciones sobre fitorremediación están enfocadas básicamente a elucidar los fundamentos de estas estrategias de remediación en lo relacionado con la

fisiología, metabolismo, bioquímica, genética, etc., existiendo de forma muy limitada las investigaciones prácticas que involucren el desarrollo de estas tecnologías a nivel experimental. Se concluye, que las especies *A. bracteatus* y *M. angustata*, a pesar de encontrarse en un ambiente con presencia de Pb y Cd, evidenciaron un bajo potencial de fitorremediación, no sugiriendo utilizarlas para la remediación ambiental en este tipo de suelo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aliaga, Z.E.D.; Palomino, C.E.J.; Yupanqui, T.M.L.; Poma, S.; Bobadilla, A.M.C.; Acuña, F.H. & López, L.M.N. 2009. Capacidad de las plantas nativas en ambientes con drenaje ácido para la bioacumulación de metales pesados. Aporte Santiaguino, 2: 9-20.
- Barceló, J. & Poschenreider, C. 2003. Phytoremediation: Principles and perspectivas. Contributions to Science, 2: 333-344.
- Becerril, M.; Barrutia, O.; García, I.; Hernández, A.; Olano, M. & Garbisu, C. 2007. Especies nativas de suelos contaminados por metales: Aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. Ecosistemas, 16: 1-6.
- Bech, J.; Durán, P.; Roca, N.; Poma, W.; Sánchez, I.; Roca-Pérez, L.; Boluda, R.; Barceló, J. & Poschenrieder, Ch. 2012. Accumulation of Pb and Zn in *Bidens triplinervia* and *Senecio* sp. spontaneous species from mine soils in Peru and their potential use in phytoremediation. Journal of Geochemical Exploration, 123: 109-113.
- Bernal, P.; Clemente, R.; Vazquez, S. & Walker, J. 2007. Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Asnalcóllar. Ecosistemas, 16: 1-14.
- Bobadilla, M.; Aliaga, E.; Yupanqui, E. & Palomino, E. 2013. A phytoremediation approach using *Calamagrostis ligulata* and *Juncus imbricatus* in Andean wetlands of Peru. Environmental Monitoring Assessment, 185: 323-334.
- Brady, C. & Weil, R. 2008. *The nature and properties of soils*, 14th Ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New York.
- Deng, H.; Ye, H. & Wong, H. 2004. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by twelve wetland plant species thriving in metal contaminated sites in China. Environmental Pollution, 132: 29-40.
- Dogan, M. 1999. A concise taxonomic revision of the genus *Alopecurus* L. (Gramineae). Journal of Botany, 23: 245-252.
- Domínguez, E.; Marticorena, C.; Elvebakk, A. & Pauchard, A. 2004. Catalogo de la flora vascular del parque nacional Pali Aike, XII Region, Chile. Gayana Botánica, 61: 67-72.
- Finot, V. L.; Barrera, J.A.; Marticortena, C. & Rojas, G. 2011. *Systematic diversity of the Family Poaceae (Gramineae) in Chile*. In: *The Dynamical processes of Biodiversity- Case studies of evolution and spatial distribution*. Grillo, O. (Ed.). In Tech. Europe. Available from: <http://www.intechopen.com/books/the-dynamical-processes-of-biodiversity-case-studies-of-evolution-and-spatial-distribution/systematic-diversity-of-the-family-poaceae-gramineae-in-chile> leído el 02 de enero del 2014.
- García, I. & Dorronsoro, C. 2005. *Contaminación por metales pesados*. En: *Tecnología de Suelos*. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. En: <http://edafologia.ugr.es> leído el 15 de enero del 2014.
- Ginocchio, R. & Baker, A. 2004. Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely know and studied in

- the region. *Revista chilena de historia natural*, 77: 185-194.
- Giraldo-Cañas, D. & Peterson, P.M. 2009. El género *Muhlenbergia* (Poaceae: Chloridoideae: Cynodonteae: Muhlenbergiinae) en Colombia. *Caldasia*, 31: 269-302.
- Gratão, P.; Polle, A.; Lea, P. & Azevedo, R. 2005. Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. *Functional Plant Biology*, 32: 481-494.
- Guevara, R.; González, J. & Sanoja, E. 2005. Vegetación pionera sobre rocas, un potencial biológico para la revegetación de áreas degradadas por la minería de hierro. *Interciencia*, 30: 644-652.
- Hall, L. 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53: 1-11.
- Jadia, C.D. & Fulekar, M.H. 2009. Phytoremediation for heavy metals. Recent techniques. *African Journal of Biotechnology*, 8: 921-928.
- Kabata, A. & Pendias, H. 2000. *Trace elements in soils and plants*. 3rd Ed. CRC Press. Boca Raton, Florida, EEUU. 412 p.
- Kidd, C.; Becerra, C.; García, M. & Monterroso, C. 2007. Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: el género *Alyssum* L. *Ecosistemas*, 16: 26-43.
- Llugany, M.; Tolrá, R.; Poschenrieder, C. & Barceló, J. 2007. Hiperacumulación de metales: ¿Una ventaja para la planta y para el hombre?. *Ecosistemas*, 16: 4-9.
- López, M. & Grau, M. 2005. *Metales pesados, Materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de los pastos de la España peninsular*. II Resultados por Provincias. Ministerio de Educación y Ciencia e Instituto Nacional de Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Macnair, M. 2002. Within and between population genetic variation for zinc accumulation in *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist*, 155: 59-66.
- Marmioli, B.; Somotokin, M.; Marmioli, M.; Maestri, E. & Yanchuk, V. 2010. *Capacity building in phytotechnologies*. pp. 15-24. In: *Application of phytotechnologies for cleanup of industrial, agricultural and wastewater contamination*. Kulakow, P. & Pidlisnuyuk, V. (Ed.). Springer. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). 2013. *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo*. Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM. El Peruano, 25 de marzo del 2013. pp. 491497-491500.
- Mukhopadhyay, S. & Maiti, S.K. 2010. Phytoremediation of metal mine waste. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8: 207-222.
- Padmavathiamma, P. & Li, L. 2007. Phytoremediation technology: Hiperacumulación metals in plants. *Water, Air and Soil Pollution*, 184: 105-126.
- Pérez, C.; Martínez, M^a.J.; García, M. & Bech, J. 2008. Uptake of Cd and Pb by natural vegetation in soils polluted by mining activities. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17: 1666-1671.
- Peterson, P.M. & Giraldo-Cañas, D. 2011. Las especies de *Muhlenbergia* (Poaceae: Chloridoideae) de Argentina. *Caldasia*, 33: 21-54.
- Pilón, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56: 15-39.
- Saad, I.; Castillo, I. & Rebolledo, D. 2009. *Fitorremediación: Estudio de inteligencia tecnológica competitiva*. México DF. Universidad Nacional Autónoma de México. 15 p.
- Statgraphics. 2001. *Statgraphics plus for Windows*. Version 5.1. Copyright 1994-2001 for Statistical Graphics Corporation. Software.
- Sun, Y.; Zhou, Q. & Diao, C. 2008. Effects of cadmium and arsenic on growth and

- metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Bioresource Technology*, 99: 1103–1110.
- Thustos, P.; Pavlíková, D.; Száková, J. & Balík, J. 2006. *Plant accumulation capacity for potentially toxic elements*. pp. 53-84. In: *Phytoremediation of metal-contaminated soils*. Ed. Springer. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security.
- Vanek, T.; Ppdlipna, R. & Soudek, P. 2010. *General factors influencing application of phytotechnologies techniques*. pp. 1-13. In: *Application of phytotechnologies for cleanup of industrial, agricultural and wastewater contamination*. Kulakow, P. & Pidlisnuyuk, V. (Ed.). Springer. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security.
- Vullo, L. 2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. *Revista Química Viva*, 3: 93-104.
- Vyslouzilova, M.; Thustos, O.; Szakova, J. & Pabliocova, D. 2003. As, Cd, Pb and Zn uptake by different *Salix* spp. grown at soils enriched by high loads of these elements. *Plant Soil and Environment*, 49: 191-196.
- Whitfield, M. & Zeeb, A. 2010. *A review of recent research developments into the potential for phytoextraction of persistent organic pollutants (POPS) from weathered contaminated soil*. pp. 35-59. In: *Application of phytotechnologies for cleanup of industrial, agricultural and wastewater contamination*. Kulakow, P. & Pidlisnuyuk, V. (Ed.). Springer. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security.
- Williamson, A.; Johnson, S. & Bradshaw, D. 1982. *Mine wastes reclamation*. Mining Journal Books. London. 103 p.
- Wong, H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50: 775-780.

Received February 20, 2014.
Accepted March 22, 2014.