

Potencial de *Zantedeschia aethiopica* L. para la rehabilitación de suelos contaminados con cromo hexavalente en zonas alto andinas de Ecuador

Potential of *Zantedeschia aethiopica* L. for rehabilitation of soil contaminated with hexavalent chromium in high Andean areas of Ecuador

Andrés Agustín Beltrán Dávalos^{1,3*}, Carlos Rosero Erazo^{1,3}, Franklin Cargua Catagña^{1,3}, Magdy Echeverría^{1,2,3}.

¹ Group of Research and Development for the Environment and Climate Change -GIDAC, ² Renewable Energy and the Environment Research Center – CEAA, ³Escuela Superior Politécnica de Chimborazo – ESPOCH. *Autor para correspondencia: andres.beltran@epoch.edu.ec

Rec.: 2019-02-13 Acep.: 2019-04-11

Resumen

Zantedeschia aethiopica L. (Lirio de agua) es una planta vascular ornamental, protectora de humedales y sistemas fluviales con alta distribución en la zona Andina del Ecuador. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto tóxico del cromo VI (Cr^{+6}) en esta planta, reconociendo sus limitaciones como bioindicadora, para lo cual se determinaron los efectos fisiológicos específicos y no específicos, entre ellos: germinación relativa de semillas (GRS), elongación radicular relativa (ERR) e índice de germinación, en unidades experimentales consistentes en concentraciones de 0, 50, 100, 200 y 300 mg/kg de Cr^{+6} durante 168 h. Las observaciones fueron realizadas durante 20 semanas en la etapa de germinación en plantas cultivadas en suelo contaminado en condiciones semicontroladas de temperatura, humedad y capacidad de campo. Para determinar el Factor de Bioconcentración (FBC), en poscosecha se utilizaron los índices de traslocación (IT) como concentraciones del metal en la parte aérea de la planta (tallos, hojas y flores) y en el suelo. Los resultados mostraron toxicidad similar de Cr^{+6} en concentraciones de 100, 200 y 300 mg/kg en la etapa de germinación y con efectos fisiológicos no específicos en el crecimiento de la planta en concentraciones de 200 y 300 mg/kg presentando ausencia de floración, enanismo y marchitamiento. Los resultados mostraron un límite CL_{50} de 118.96 mg/kg de Cr^{+6} en el cual la planta es una especie bioacumuladora y bioindicadora de este metal.

Palabras clave: Elongación radicular relativa; cromo hexavalente; índice de germinación; *Zantedeschia aethiopica* L., factor de bioconcentración (FBC).

Abstract

Zantedeschia aethiopica is one of the ornamental vascular plants, protective of wetlands and fluvial systems with greater distribution in the Andean zone of Ecuador. The objective of the research was to evaluate the toxic effect of Chromium VI in *Zantedeschia aethiopica* L. recognizing its limitations as a bioindicator plant, for which specific and non-specific physiological effects were determined such as relative seed germination (RSG), root elongation relative (ERR) and germination index in experimental units exposed to concentrations of 0, 50, 100, 200 and 300 mg.kg⁻¹ of Cr^{+6} during 168 hours; then monitoring the growth of the plant grown in contaminated soil under the concentrations of the germination stage under semi-controlled conditions of temperature, humidity and field capacity for 20 weeks; in the postharvest, analysis of the concentrations of the metal in the aerial zone of the plant (stem, leaves, and flowers) and root were carried out for the determination of the translocation index (TI) and soil for the evaluation of the Bioconcentration Factor (BCF). The results indicated the toxicity of Cr^{+6} in concentrations of 100, 200 and 300 mg.kg⁻¹ with similar statistical behavior ($P \leq 0,05$) in the germination stage and with non-specific physiological effects on the growth of the plant at concentrations of 200 and 300 mg.kg⁻¹ showing absent flowering, dwarfing and wilting. With the obtained results and applying a bivariate Probit statistical analysis with a 95% reliability, the LC_{50} was determined in 118.96 mg.kg⁻¹ of Cr^{+6} limit in which the plant can be a bioaccumulative and bioindicator species at concentrations higher than 200 mg.kg⁻¹

Keywords: Relative radicular elongation, hexavalent chromium, germination index, *Zantedeschia aethiopica* L., Bioconcentration factor (BFC).

Introducción

Los procesos industriales generan impactos como contaminación del agua, el aire y el suelo, asociados con problemas de afectación de la flora y la fauna en los sitios de descargas ocasionados por metales pesados, lo que hace necesario el análisis de efluentes como herramienta rápida de control del impacto ambiental (Benito Giardina et al., 2012)(Mitchell et al., 2002). Una forma tradicional de evaluar la toxicidad de estas descargas de residuos industriales es la Evaluación e Identificación de la Toxicidad (TIE), con el fin de identificar las posibles causas de la toxicidad (United States Environmental Protection Agency, 1993).

En Ecuador la industria de curtiembres está localizada principalmente en la zona central, donde los efectos ambientales significativos del proceso de curtido químico consisten en la generación de aguas residuales con cargas contaminantes orgánicas e inorgánicas altamente tóxicas y de difícil remoción. Estas últimas contienen altas concentraciones de cromo⁺³ y cromo⁺⁶ (Esparza et al., 2013)

El cromo (Cr) es un metal pesado que en trazas se considera como un micronutriente esencial para las plantas y el suelo (Galán-Huertos y Romero-Baena, 2008), su toxicidad está influenciada por su estabilidad, valencia y concentraciones, siendo el Cr⁺⁶ en forma de cromatos y dicromatos los elementos más tóxicos y con mayor riesgo de causar cáncer en el ser humano (Benito Giardina et al., 2012; Costa, 1997) por su capacidad de desnaturalizar las proteínas y precipitar los ácidos nucleicos (Otiniano et al., 2007).

Plantas de las familias Asteraceae, Apiaceae, Poaceae y Rosaceae, han sido utilizadas como especies fitorremediadoras por su capacidad de bioacumular los metales pesados. A través del tiempo se han incrementado los estudios de plantas como potenciales acumuladoras o hiperacumuladoras de minerales tóxicos. Pineda y Beltrán (2016) y Pineda y Gómez (2016) consideran que estos procesos ocurren por remoción, reducción, transformación, mineralización, degradación y volatilización del xenobiótico relacionado.

Las plantas de la familia Araceae presentan diversidad de especies en América, con endemismo en las zonas bajas de la Amazonia y adaptabilidad en laderas húmedas occidentales de los Andes de Ecuador (Leimbeck et al., 2004). Son utilizadas en zonas inundadas y en plantas de tratamiento de aguas residuales para evitar la proliferación de algas, y en la protección de orillas de lagos y ríos por su trabajo como barreras vivas y baja palatabilidad por vacunos en pastoreo

(Zurita et al., 2008) (Casierra-Posada et al., 2014). En Ecuador no se conocen estudios sobre la capacidad de plantas de *Z. aethiopica* (Familia Araceae) como reguladoras de metales pesados en suelos y aguas (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos., 2006). Los ensayos de fitotoxicidad son versátiles en la evaluación del daño ocasionado por metales en aguas residuales y en muestras de suelos, como respuesta fisiológica de una especie vegetal a una dosis determinada de contaminante (Arias-Trinidad et al., 2017), (Jaqueline Matos Cruz, Paulo Renato Matos Lopes, et al., 2013).

El estudio de la *Z. aethiopica* como bioindicador de contaminación ambiental se ha concentrado solo en procesos de fitorremediación en sistemas de humedales superficiales, sin evaluar sus efectos y su potencial bioacumulador de cromo u otros metales, capacidad que puede ser considerada para el fortalecimiento regulatorio de descargas de aguas residuales e industriales en cuerpos de agua dulce. Lo anterior con base en el principio ambiental de objetividad descrito en la Constitución de la República del Ecuador y la normativa secundaria ambiental (Asamblea Constituyente, 2008; Registro oficial de Ecuador, 2015), constituyendo una herramienta del peritaje ambiental para enjuiciar y defender actividades relacionadas con la industria del curtido de cuero, principal generadora de aguas residuales enriquecidas con Cr⁺³ y Cr⁺⁶ (Esparza et al., 2013; Murphy, 2015; Gary M. Rand, 1985).

La germinación de semillas y la elongación radicular son consideradas indicadores simples en el biomonitoreo de las características morfológicas que permiten determinar las alteraciones fisiológicas de una planta frente a un xenobiótico (Di Salvatore et al., 2008). Estos indicadores muestran la sensibilidad de plantas centinelas a una alteración ambiental basada en su sensibilidad e índice de fitotoxicidad cuando se exponen a muestras de agua, suelo o sedimento con concentraciones tóxicas de metales pesados (Nureña-Velásquez y Sagástegui, 2014). Emino y Warman (2004) clasifican los daños en especies vegetales mediante ensayos toxicológicos, interpretando porcentualmente su daño fisiológico de la siguiente manera: valores superiores a 80% indica ausencia de fitotoxicidad, valores entre 50 y 80% la fitotoxicidad es moderada y valores menores a 50% alta fitotoxicidad (Arias-Trinidad et al., 2017) (Emino y Warman, 2004).

Con base en lo anterior, el propósito de la presente investigación fue generar datos sobre la inhibición y la dosis letal en la especie *Z. aethiopica* como indicadores del efecto tóxico de Cr⁺⁶ y determinar, de esta manera, su viabilidad como especie bioindicadora de fitotoxicidad de este metal.

Metodología

El bioensayo fue desarrollado en invernadero de plástico en condiciones controladas, en la parroquia Maldonado 1° 41' 33.36" S, 78° 38' 40.13" O, al sur de la ciudad de Riobamba (Ecuador). Los análisis químicos experimentales se hicieron en los Laboratorios de Investigación de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH) de la provincia de Chimborazo. El estudio se realizó según el protocolo 208 de la OECD, el xenobiótico utilizado fue dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) con grado analítico (99.9% de pureza) disuelto en agua desmineralizada (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos., 2006). La investigación se desarrolló durante la germinación y el crecimiento de las plantas, y la bioconcentración del metal en partes de la planta y el suelo.

Germinación

Los tratamientos fueron dispuestos en un diseño experimental de bloques al azar y consistieron en concentraciones de Cr (50, 100, 200, 300 mg/kg) más un testigo sin Cr, con seis repeticiones de las soluciones contaminantes. Estas soluciones fueron distribuidas en cajas Petri de 10 cm de diámetro, en las que se colocaron papel filtro de 90 mm de diámetro con nivel de poro equivalente al papel Whatman® No. 3, algodón y semillas comerciales de *Z. aethiopica* (cuatro por cada caja Petri) con características visibles de homogeneidad. El período de germinación fue de 168 h a una temperatura de 23 ± 2 °C controlada en estufa de precisión a baja temperatura con circulación por aire forzado y en ausencia de luz. Las semillas germinadas en cajas de Petri con 2 ml en agua desionizada sin Cr fueron consideradas como testigo. Para calcular el índice de germinación relativo como porcentaje de semillas (GRS) (Ecuación 1) y la elongación relativa de la radícula (ERR) (Ecuación 2) (Walter et al., 2006) se aplicaron las ecuaciones siguientes:

$$\%GRS = \left(\frac{n_{GC}}{n_{GP}} \right) 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\%ERR = \left(\frac{l_{rp}}{l_{rc}} \right) * 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

El Índice de Germinación se calculó con la Ecuación 3:

$$IG = \left(\frac{\%GRS * \%ERR}{100} \right) \quad (\text{Ec. 3})$$

donde, n_{GC} corresponde al número de semillas germinadas en el agua problema y n_{GP} es el número de semillas germinadas en agua control,

ERR es la elongación relativa de radícula, l_{rp} es la longitud de la raíz en el agua problema y l_{rc} es la longitud de la raíz en agua control.

La toxicidad fue evaluada mediante el índice de germinación residual de semillas normalizado (GRSN) (Ecuación 4) y de elongación radicular residual normalizado (ERRN) (Ecuación 5) de acuerdo con Bagur-González et al. (2011), con valores de toxicidad entre -1 y 0 y las categorías: 0 -0.25 = baja toxicidad, -0.25 -0.5 = toxicidad moderada, -0.5 -0.75 = muy tóxica y -0.75 a 1.0 = muy alta, de la forma siguiente:

$$GRSN = \frac{Germ_x - Germ_{testigo}}{Germ_{testigo}} \quad (\text{Ec. 4})$$

donde, $Germ_x$ es el porcentaje promedio de semillas germinadas en el agua de cada caja petri y $Germ_{testigo}$ es el porcentaje de semillas germinadas en el testigo;

$$ERNN = \frac{Elong_x - Elong_{testigo}}{Elong_{testigo}} \quad (\text{Ec. 5})$$

donde, $Elong_x$ es la longitud promedio de la radícula de las semillas germinadas en cada sitio de estudio y cada dilución, y $Elong_{testigo}$ es la longitud promedio de la radícula de las semillas germinadas en el testigo.

Crecimiento de las plantas

Para esta medición se aplicaron los tratamientos con dos repeticiones cada uno. La siembra se hizo en macetas que contenían 7 kg de suelo fértil irrigado con soluciones de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) a distintas concentraciones mezclado y estabilizado durante 20 días para lograr la distribución del Cr^{+6} en todas las fracciones del suelo. En cada unidad experimental (UE) de cada tratamiento se sembraron tres semillas de *Z. aethiopica* sobre suelo con 33% de humedad constante y riegos cada 3 días. El monitoreo se hizo durante 20 semanas de crecimiento de las plantas con registros de crecimiento de plántulas y toxicidad por Cr^{+6} en las semanas 3, 6, 9, 12, 15 y 20.

Bioconcentración y translocación de Cr^{+6}

Para estas mediciones se hicieron análisis de las concentraciones de Cr^{+6} en las partes de la planta (raíz, tallo, hojas y flores) y en el suelo. En el caso de la planta, las muestras biológicas fueron trituradas, pulverizadas, homogenizadas y tamizadas antes de ser lavadas con agua destilada y secadas a 50 °C por 12 h en estufa. El proceso posterior de digestión se hizo en matraces

Erlenmeyer con ácido nítrico (HNO_3) concentrado en un 'hot plate' a 85 °C durante 2 h.

El suelo contenido en las macetas fue mezclado para extraer una muestra de 200 g que fue secada al ambiente, triturado pulverizado y sometido a digestión con ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCl) concentrado durante 2 h a 85 °C en un 'hot plate'. Finalmente, las concentraciones del metal fueron determinadas utilizando un equipo de espectrofotometría de absorción atómica de llama con lámpara de cátodo hueco.

La bioconcentración (FBA) se obtuvo dividiendo la concentración del metal presente en plantas *Z. aethiopica* entre la concentración en el suelo contaminado con Cr^{+6} (Wei, Zhou, y Saha, 2008) y la traslocación (FT) relacionando las concentraciones en la parte aérea de la planta y en la raíz (Olivares y Pena, 2009). La concentración letal se obtuvo mediante la correlación bivariada entre las concentraciones del contaminante (dicromato de potasio) a 50, 100, 200 y 300 mg/kg y los efectos observados en la germinación de las semillas de *Z. aethiopica* L.

Análisis estadísticos

El Análisis de datos se realizó mediante una estadística descriptiva para la visualización del índice de germinación residual de semillas normalizado (*GRSN*) y la elongación radical residual normalizado (*ERRN*) y una estadística inferencial mediante el análisis de varianza (ANOVA) para determinar las diferencias significativas entre los tratamientos. Para calcular la concentración letal (CL_{50}) se hizo un análisis bivariado de regresión probit-log que relaciona la concentración de contaminante con los efectos observados en semillas de *Z. aethiopica*. Los datos fueron sistematizados y evaluados en el programa estadístico IBM SPSS Versión 20.

Resultados y discusión

Germinación de semillas

Las mediciones del índice de germinación (IG) se hicieron 168 h después del comienzo del proceso de incubación, utilizando el *GRS* y el *ERR*. En la Figura 1 se observa que los valores de los tres índices presentan diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las concentraciones de 50 y 300 ppm. Tanto el %*GRS* como el %*ERR* mantienen heterogeneidad en sus varianzas y alta dispersión entre cada uno de los tratamientos. En concentraciones mayores que 200 mg/kg de dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) y con base en los criterios de Emino y Warman (2004) se

presentaron porcentajes inferiores que 50% en las características de la semilla evaluadas, lo que indica el incremento de fitotoxicidad a concentraciones de $\text{Cr}^{+6} > 50\%$.

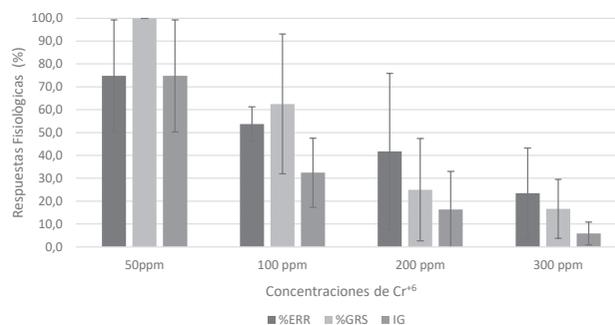


Figura 1. Promedios ± D.E. de los porcentajes de las respuestas fisiológicas de las semillas de *Zantedeschia aethiopica* L. en diferentes concentraciones de Cr^{+6} . %GRS: Porcentaje de germinación relativa de semillas; %ERR: Porcentaje de elongación relativa de radícula; IG: Índice de germinación).

Los resultados anteriores se contrastaron con los criterios del índice de germinación residual de semillas normalizado (*GRSN*) y de elongación radical residual normalizado (*ERRN*), lo que permitió clasificar la toxicidad en cada una de las unidades experimentales donde fueron germinadas las semillas. En las Tablas 1 y 2 se observa que la toxicidad de los tratamientos en la etapa de germinación de las semillas y en el desarrollo radicular de las plántulas, fue similar cuando se aplicaron concentraciones de 200 y 300 mg/kg, siendo éstas diferentes ($P < 0.05$) con relación a los resultados encontrados con la dosis de 100 mg/kg de Cr^{+6} .

Tabla 1. Niveles de toxicidad en germinación de semillas normalizado (*GRSN* -ecuación 4) de *Zantedeschia aethiopica* L. sometidas a cuatro concentraciones de dicromato de potasio (Cr^{+6}).

Observaciones (no.)	Concentraciones de Cr^{+6} (mg/kg)			
	50	100	200	300
	Nivel de toxicidad			
1	0	-0.25 c*	-0.75 b	-0.75 b
2	0	0 d	-0.5 c	-1.0 a
3	0	-0.25 c	-1.0 a	-0.75 b
4	0	-0.75 b	-0.5 c	-0.75 b
5	0	-0.75 b	-1.0 a	-1.0 a
6	0	-0.25 c	-0.75 b	-0.75 b

*Promedios en una misma columna, seguidos de letras iguales no difieren en forma Significativa ($P > 0.05$). Categorías de toxicidad: 0 -0.25 =baja toxicidad, -0.25 -0.5 = toxicidad moderada, -0.5 -0.75 = muy tóxica y -0.75 -1.0 = muy alta.

El índice de elongación radical residual normalizado (Tabla 2) muestra valores de toxicidad entre moderados a muy altos a partir de 50 mg/kg de cromo y similares comportamientos con la germinación residual de semillas normalizada a partir de los 200 mg/kg.

Tabla 2. Elongación radical residual normalizada (ERR_{NN} -Ecuación 5) de plantas de *Zantedeschia aethiopica* L. sometidas a cuatro concentraciones de dicromato de potasio (Cr^{6+}).

Observaciones (no.)	Concentraciones de Cr^{6+} (mg/kg)			
	50	100	200	300
	Nivel de toxicidad			
1	-0.06 d*	-0.56 b	-0.50 c	-0.75 b
2	-0.27 c	-0.47 c	-0.40 c	-1.00 a
3	-0.73 b	-0.45 c	-1.00 a	-0.55 b
4	-0.17 d	-0.33 c	-0.17 d	-0.58 b
5	-0.08 d	-0.46 c	-1.00 a	-1.00 a
6	-0.21 d	-0.50 c	-0.43 c	-0.71 b

*Promedios en una misma columna, seguidos de letras iguales no difieren en forma significativa ($P > 0.05$). Categorías de toxicidad: 0 -0.25 = baja toxicidad, -0.25 -0.5 = toxicidad moderada, -0.5 -0.75 = muy tóxica y -0.75 -1.0 = muy alta toxicidad.

Crecimiento de las plantas.

El crecimiento de las plantas se midió durante 20 semanas. Se observó que a partir de la novena semana en concentraciones de 200 mg/kg de Cr^{6+} las plantas suspendieron su crecimiento con ausencia de floración, resultados que coinciden con las investigaciones de (Boffe et al., 2017). Este mismo comportamiento se observó a partir de la semana 12 en plantas cultivadas en suelos con concentraciones de 50 y 100 mg/kg (Figura 2).

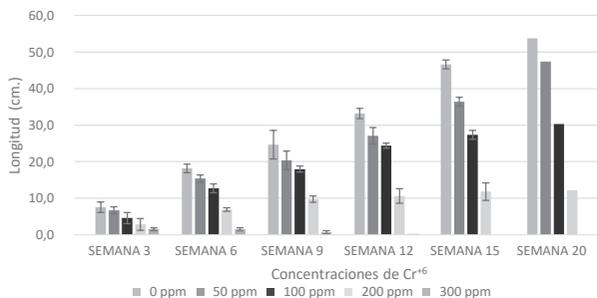


Figura 2. Crecimiento de plantas (cm) (\pm D.E.) de *Zantedeschia aethiopica* L. en el período de desarrollo correspondiente a 20 semanas de edad de la planta.

Bioconcentración de cromo

La capacidad fitorremediadora de *Z. aethiopica* aparece en el Tabla 3 donde se observa que el mayor valor de FBA (50.88 ± 3.11) se presentó en las hojas de la planta y en aquellas que recibieron la dosis de 50 mg/kg.

El máximo promedio del factor de traslocación fue de 5.17 ± 0.04 , calculado como la relación existente entre el cromo acumulado en la parte aérea de la planta y el acumulado en la raíz, lo que indica la movilización del contaminante desarrollado por la planta (Mendez y Maier, 2008).

Por otra parte, la determinación de la concentración letal (CL_{50}), medida como la correlación logística entre las concentraciones y la población con efectos observables, exceptuando la germinación, mostró con 95% de confiabilidad que la concentración de 118.96 mg/kg de Cr^{6+} afecta el 50% de las semillas en la etapa de germinación (Figura 3).

La presencia de altas concentraciones de cromo ocasiona daños morfológicos observables en las plantas, entre ellos, reducción en la producción de biomasa relacionada con la baja elongación de tallos y pérdida de hojas (Jara-Peña et al., 2014).

La concentración letal CL_{50} para la especie estudiada fue de 118.96 mg/kg de Cr^{6+} , superior a la encontrada para *Panagrellus redivivus* de 44 mg/kg por Murillo y Díaz (Murillo Nahyr y María Consuelo Díaz, 1997), para larvas de *Artemia salina* de 12.5 mg/kg (Pérez y Gilling, 2001) y de 18.36 mg/kg para *Lactuca sativa* (Pérez y Gilling, 2001). Concentraciones de $Cr^{6+} > 100$ mg/kg en la etapa de germinación de semillas de *Z. aethiopica* inhibieron la madurez fisiológica de las raíces, lo que coincide con los hallazgos de Arias-Trinidad et al. (2017).

Con el criterio de clasificación de toxicidad de Bagur-González et al. (2011) las pruebas de germinación residual de semillas normalizado presentaron contrastante frente a la elongación radical residual normalizado, lo que muestra un efecto promotor la germinación en el crecimiento radicular. En concentraciones de 200 y 300 mg/kg las respuestas fueron similares cuando se consideran los %GRS y %ERR que mantienen una correlación positiva perfecta, indicando su dependencia total con los índices normalizados. Como es conocido, en algunas semillas se produce un efecto de hormesis donde el contaminante estimula la germinación y el crecimiento radicular (García y Abad, 2015).

Tabla 3. Respuestas fitorremediadora en partes de planta de *Zantedeschia aethiopica* L. y en suelo expuestos a concentraciones de cromo⁺⁶.

Cromo ⁺⁶ (mg/kg)	Concentración de Cr ⁺⁶						
	Raíz	Tallo	Hojas	Flor	Suelo	FBC	FT
0			LD			N/A	N/A
50	10.30±0.05	11.10±0.10	26.40±0.46	15.80±0.21	1.25±0.08	50.88±3.11	5.17±0.04
100	10.50±0.09	10.40±0.09	29.30±0.27	12.60±0.10	1.39±0.07	45.18±2.21	4.98±0.02
200	15.30±0.29	15.30±0.43	30.10±0.28	0	1.95±0.06	31.13±0.89	2.97±0.05
300	N/A	N/A	N/A	N/A	2.16±0.05	N/A	N/A

FBC: Factor de Bioconcentración, FT: Factor de Traslocación, LD: Límite de detección (<0.02), N/A: No se midió.

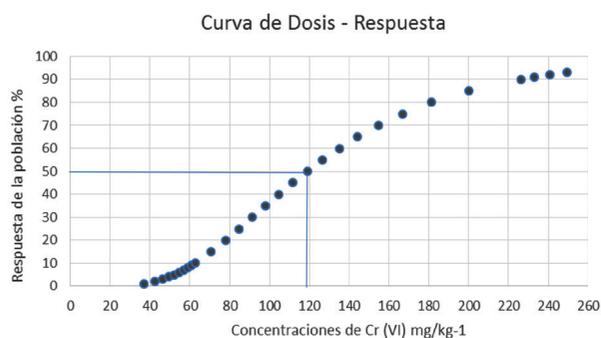


Figura 3. Respuesta de *Zantedeschia aethiopica* L. a dosis crecientes de cromo. La concentración letal CL₅₀ se presenta a 118.96 mg/kg de Cr+6

Conclusiones

La capacidad fitorremediadora y fitoestabilizadora de *Z. aethiopica*, validada por su factor de traslocación > 2.97, identifica esta especie como acumuladora in-situ de Cr⁺⁶ con capacidad de reproducción en zonas riparianas.

Los bioensayos desarrollados con plantas de *Z. aethiopica* presentaron efectos fisiológicos visibles no específicos como la inhibición y la reducción de crecimiento a concentraciones de 300 mg/kg y 200 mg/kg de Cr⁺⁶, respectivamente a partir de la novena semana de crecimiento, y efectos específicos como reducción del índice de germinación a partir de 100 mg/kg de Cr⁺⁶.

El crecimiento radicular de la planta presentó un comportamiento en dos fases, compactible con el fenómeno de hormesis, con una fase de aceleración del desarrollo radicular a bajas dosis de cromo y otra fase en la que se manifiestan efectos fitotóxicos de las dosis más altas.

La alta capacidad de acumulación de metales pesados y su adaptabilidad a medios hidromorfos indican que *Z. aethiopica* es promisoría para la rehabilitación de áreas contaminadas con concentraciones de Cr⁺⁶ < 118.96 mg/kg, que corresponde a su CL₅₀.

Referencias

- Alvear, N. G. y Abad-Terán, M. 2015. Análisis preliminar de la fitotoxicidad del material particulado sedimentable de la zona urbana de Cuenca. *Maskana*, 6(1):95–105. Recuperado de: http://dspace.uccuenca.edu.ec/bitstream/123456789/22282/1/MASKANA_6108.pdf
- Arias-Trinidad, A.; Rivera-Cruz, M. D. C. y Trujillo Narcía, A. 2017. Fitotoxicidad de un suelo contaminado con petróleo fresco sobre *Phaseolus vulgaris* l. (leguminosae). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(3), 411–419. doi: <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.03.05>
- Asamblea Constituyente. 2008. *Constitución de la República del Ecuador*. Registro Oficial - Órgano Del Gobierno Del Ecuador, 218 Páginas. doi: <https://doi.org/10.1515/9783110298703.37>
- Bagur-González, M. G.; Estepa-Molina, C.; Martín-Peinado, F. y Morales-Ruano, S. 2011. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*, 11(2), 281–289. doi: <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0285-4>
- Benito-Giardina, E.; Heredia, O. S.; Castro, M. A. y Efron, D. N. 2012. Fitotoxicidad del cromo sobre *Phaseolus vulgaris* L. *Agronomía y Ambiente*, 32(1–2):75–80. Recuperado de: <http://ri.agro.uba.ar/files/download/revista/agronomiayambiente/2012giardina.pdf>
- Boffe, P. M.; Calegari, R. P.; de Souza, D. C. R.; da Conceição, P. S.; Szymczak, D. A. y Tessaro, D. (2017). Potencial fitoextractor da espécie vegetal *Helianthus annuus* L. Em solo contaminado por chumbo. *Espacios*, 38(9), 8–18. doi: <https://doi.org/10.1186/s12884-014-0364-4>
- Casierra-Posada, F.; Blanke, M. M. y Guerrero-Guío, J. C. 2014. Iron Tolerance in Calla Lilies (*Zantedeschia aethiopica*). *Gesunde Pflanzen*. 66 (2):63-68. doi: <https://doi.org/10.1007/s10343-014-0316-y>
- Costa, M. (1997). Toxicity and carcinogenicity of Cr(VI) in animal models and humans. *Critical Reviews in Toxicology*, 27(5), 431–442. doi: <https://doi.org/10.3109/10408449709078442>

- Di Salvatore, M.; Carafa, A. M. y Carratù, G. 2008. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. *Chemosphere*, 73(9), 1461–1464. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.061>
- Emino, E. R. y Warman, P. R. 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Science and Utilization*, 12(4), 342–348. doi: <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702203>
- Esparza, E.; Gamboa, N. y Gamboa, N. (2001). Contaminación debida a la industria curtiembre. *Revista de Química*, 15(1), 41–63. Recuperado de: https://www.academia.edu/10250140/Contaminación_debida_a_la_industria_curtiembre
- Galán-Huertos, E. y Romero-Baena, A. 2008. Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla*, 10(3), 48–60. doi: <https://doi.org/10.1520/C0033-03>
- Gary M. Rand, S. R. P. 1985. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Methods and Applications*. Hemisphere Publishing Corporation, Ed. Bioscience (Ilustrada, Vol. 37). Michigan. 666 pp.
- Jara-Peña, E.; Gómez, J.; Montoya, H.; Chanco, M.; Mariano, M. y Cano, N. 2014. Capacidad fitorremediadora de cinco especies altoandinas de suelos contaminados con metales pesados. *Revista Peruana de Biología*, 21(2), 145–154. <https://doi.org/10.15381/rpb.v21i2.9817>
- Leimbeck, R. M.; Valencia, R. y Balslev, H. 2004. Landscape diversity patterns and endemism of Araceae in Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 13(9), 1755–1779. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000029332.91351.7a>
- Cruz, J.M.; Lopes, P.R.M.; Montagnolli, R.N.; Tamada, I.S.; Silva, N.M.M.G. y Bidoia, E.D. 2013. Phytotoxicity of Soil Contaminated with Petroleum Derivatives and Biodiesel. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 8(1), 49–54. doi: <https://doi.org/10.5132/eec.2013.01.007>
- Mendez, M. O., y Maier, R. M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments - An emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 278–283. doi: <https://doi.org/10.1289/ehp.10608>
- Mitchell, E. J. A. K.; Burgess, J. E. y Stuetz, R. M. 2002. Developments in ecotoxicity testing. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1020842718996>
- Murphy, C. M. 2015. *Principles of toxicology*. In M. David C. Cone (Ed.), *Emergency Medical Services: Clinical Practice and Systems Oversight: Second Edition* (Second, pp. 331–340). US Government: Published John Wiley & Sons, Inc. Companion. doi: <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/9781118990810.ch46>
- Murillo, N. y Diaz, M.C. 1997. Toxicidad de Cr⁺⁶, el efluente de cromado de una industria metalmeccánica utilizando *Panagrellus redivivus* como organismo de prueba. *Ingeniería e Investigación*, (38), 5–13. doi: <https://doi.org/10.15446/ing.investig>
- Olivares, E. y Pena, E. 2009. Bioconcentración de elementos minerales en *Amaranthus dubius* (bledo, pira): creciendo silvestre en cultivos del estado Miranda, Venezuela, y utilizado en alimentación. *Interciencia*, 34(9):604–611. Recuperado de: http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442009000900004&ing=es&ing=es
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. 2006. *Guidelines for the Testing of Chemicals: proposal for updating guideline 208 Terrestrial Plant Test : 208 : Seedling Emergence and Seedling Growth Test*. OECD ILibrary. doi: <https://doi.org/10.1787/9789264242340-en>
- Otiniano, M.; Tuesta, L.; Robles, H.; Luján, M. y Chavez, M. 2007. Biorremediación de cromo VI de aguas residuales de curtiembres por *Pseudomonas sp* y su efecto sobre el ciclo celular de *Allium cepa*. *Revista Médica Vallejana*, 4(4):32–42. Recuperado de: <http://sisbib.unmsm.edu.pe/bvrevistas/rmv/v04n1/pdf/a04v4n1.pdf>
- Pérez, Y. G. y Gilling, Patricia, A. 2001. Determinación de la toxicidad aguda del dicromato de potasio en larvas de *Artemia salina*. *Anuario Toxicología*, 1(1), 104–108. Recuperado de: <https://docplayer.es/66847067-Determinacion-de-la-toxicidad-aguda-del-dicromato-de-potasio-en-larvas-de-artemia-salina.html>
- Pineda, B. y Gómez, M. 2016. Biorremediación de Metales Pesados Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Mercurio (Hg), Mecanismos Bioquímicos e Ingeniería Genética: Una Revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 12(172–197). <https://doi.org/10.18359/RFCB.2027>
- Registro oficial de Ecuador. 2015. Acuerdo No. 061 Reforma Del Libro Vi Del Texto Unificado De Legislación Secundaria, 80. Recuperado de: <http://suia.ambiente.gob.ec/documents/10179/185880/ACUERDO+061+REFORMA+LIBRO+VI+TULSMA++R.O.316+04+DE+MAYO+2015.pdf/3c02e9cb-0074-4fb0-afbe-0626370fa108>
- Suárez-Escobar, A. y Nikolay Agudelo Valencia, R. 2014. Tratamiento de agua residual procedente de la industria de curtiembres mediante humedales subsuperficiales usando *Zantedeschia aethiopica*. *Avances Investigación en Ingeniería*, 11(1), 121–126. doi: <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.300>
- United States Environmental Protection Agency. 1993. *Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity*. In *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations* (pp. 1–71). Duluth, MN: United States Environmental Protection Agency Duluth, MN: EPA/600/R-92/080.
- Walter, I.; Martínez, F. y Cala, V. 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludge for agricultural uses. *Environmental Pollution*, 139(3), 507–514. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.020>
- Wei, S., Zhou, Q., & Saha, U. K. 2008. Hyperaccumulative characteristics of weed species to heavy metals. *Water, Air, and Soil Pollution*, 192(1–4), 173–181. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9644-9>
- Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J. y Cervantes-Martínez, J. 2008. Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 33(2), 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.004>