

BIOPROSPECCIÓN DE PLANTAS NATIVAS PARA SU USO EN PROCESOS DE BIORREMEDIACIÓN: CASO *HELICONA PSITTACORUM* (HELICONIACEA)

BIOPROSPECTING OF NATIVE PLANTS FOR THEIR USE IN BIOREMEDIATION PROCESS: *HELICONIA PSITTACORUM* CASE (HELICONIACEAE)

Peña-Salamanca Enrique J.*, Madera-Parra Carlos A.** , Sánchez, Jesús M.***, Medina-Vásquez Javier****

RESUMEN

Peña-Salamanca E. J., C. A. Madera-Parra, J.M. Sánchez, J. Medina-Vásquez: Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso *Heliconia psittacorum* (heliconiaceae). Rev. Acad. Colomb. Cienc. **37** (145): 469-481, 2013. ISSN 0370-3908.

La fitoremediación es el proceso que emplea la vegetación para el tratamiento de la contaminación en el agua, suelo y aire. Los Humedales artificiales de flujo sub-superficial y superficial, constituyen la principal aplicación tecnológica para la matriz agua, basada en un tipo de plantas cuya características principales son la hiperacumulación de sustancias tóxicas, y transformación de dichos compuestos gracias a sus propiedades biológicas. Recientemente, se han estudiado el empleo de especies nativas como el caso de las Heliconias, cuyo uso más reconocido es en la ornamentación. Los estudios realizados con *Heliconia psittacorum* para evaluar su potencial fitorremediador se ha logrado demostrar que la especie presenta características adecuadas a las condiciones en los humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales, a partir de su capacidad de eliminación de DBO₅, DQO y SST, por encima del 70 % de remoción sin detrimento de sus propiedades fisiológicas. Los resultados aquí presentados plantean la necesidad de ampliar la evaluación del desempeño de especies nativas frente a la capacidad de tolerancia de las mismas para el manejo del estrés del contaminante. Esta información complementaria es importante para identificar los problemas del tratamiento de aguas residuales mediante la fitoremediación en zonas tropicales.

Palabras clave: fitoremediación, humedales artificiales, *Heliconia*, plantas hiperacumuladoras.

ABSTRACT

Phytoremediation is a process that use plants for the treatment of contamination in the water, soil and air. Surface and Subsurface flow constructed wetlands are the main technological application for water matrix, based in

* Universidad del Valle, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología enrique.pena@correounivalle.edu.co

** Universidad del Valle, Facultad de Ingeniería, Escuela EIDENAR carlos.a.madera@correounivalle.edu.co

*** Universidad del Valle, Facultad de Administración, Instituto de Prospectiva, jotasanchez19@yahoo.com

**** Universidad del Valle, Facultad de Salud, Escuela de salud pública, Maestría en salud pública jmedina@univalle.edu.co

a specific plant type whose main features are hyper accumulate of toxics substances and transformation of these substances through biological properties. Recently, there has been studying the use of native plants such as *Heliconia*, which it is well-known for ornamental purposes. Recent studies has demonstrated the performance of *H. psittacorum* for wastewater treatment, based in its removal capacity in terms of DBO₅, DQO and SST (efficiencies >70 %). Those results indicate the importance to evaluate removal efficiencies, plant tolerance and physiological responses under stress conditions. Additional studies are needed to identify the optimal bed design for the treatment of high-strength wastewater in tropical areas.

Key words: phytoremediation, constructed wetlands, *Heliconia*, hyper accumulator plants.

1. Introducción

La fitoremediación se define como el uso de plantas para eliminar, destruir o transformar contaminantes del suelo, agua y aire (Zhi-xin *et al.*, 2007; Panich-Pat *et al.*, 2010). En este proceso, las plantas son seleccionadas principalmente por su potencial fisiológico, como en el caso de enzimas presentes para tolerar y asimilar sustancias tóxicas, por sus tasas de crecimiento, por la profundidad de sus raíces y su habilidad para bioacumular y/o degradar contaminantes (Peña-Salamanca *et al.*, 2005; Ospina-Álvarez *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2009). La vegetación con este tipo de características se conoce como plantas hiper-acumuladoras (Peña-Salamanca, 2005), por su capacidad de acumular uno o más elementos inorgánicos, a niveles cien veces más altos que el ambiente circundante y que otras especies creciendo bajo las mismas condiciones ambientales (Pilon-Smits, 2005).

En las eco tecnologías de tratamiento como el caso de los humedales artificiales, las plantas cumplen un papel preponderante en la transformación de las sustancias tóxicas que allí se depositan. Éstas deben adaptarse a una situación de estrés por cuanto están expuestas a la contaminación (Bragato *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2009). La evaluación de parámetros fisiológicos como el potencial hídrico, retención y eliminación de nitrógeno (N) y las tasas fotosintéticas, sirven de indicadores de la capacidad de respuesta de la planta (Tanner, 2001). En el afluente del humedal, la materia orgánica contenida en el agua residual doméstica (ARD), se presenta en forma de material suspendido y disuelto, y abarca un gran número de compuestos químicos. La cantidad de estos compuestos es caracterizada por parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), la demanda química de oxígeno (DQO), carbono orgánico total (COT) y sólidos suspendidos totales (SST) (Gómez & Segura, 2008; Peña-Salamanca *et al.*, 2009).

Sobre el funcionamiento de este tipo de sistemas y el papel de la vegetación es muy poco lo que se conoce, especialmente en latitudes tropicales, por lo que se hace necesario estudiar los procesos internos involucrados en la transformación del contaminante con el fin de optimizar su desempeño (Kivai-

si, 2001; Barceló & Poschenrieder, 2003; Gómez & Segura, 2008). En ellos, plantas y microorganismos, participan activamente en la eliminación de contaminantes como patógenos, nutrientes o químicos orgánicos e inorgánicos (Bragato *et al.*, 2006; Kantawanichkul *et al.*, 2009; Konnerup *et al.*, 2009). Las plantas secuestran los nutrientes y los almacenan en raíces y brotes o para el caso de metales pesados, los acumulan en otros tejidos, siendo útiles así en los procesos de biorremediación (Bragato *et al.*, 2006). Entre los mecanismos de transformación o eliminación de contaminantes evidenciados en estas unidades se encuentran: sedimentación, precipitación, transformación química, adsorción, cambio iónico en la planta, biodegradación del sustrato, rompimiento, transformación y asimilación de nutrientes (Haberl *et al.*, 1998; 1999; Quipuzco, 2002).

Heliconia psittacorum (Kress *et al.* 2001, Kress *et al.* 1993) es una especie neotropical de uso comercial que desde los años 70's se ha cultivado, debido en gran parte, a su valor ornamental. La mayoría de las especies del género *Heliconia*, se distribuyen en el Neotrópico, desde el sur de México hasta el norte de Argentina, incluyendo las islas del Caribe. Colombia es considerada el país más diverso en Heliconias con 94 especies que equivalen a aproximadamente el 50% del total de especies descritas. En el país, las especies de este género alcanzan la mayor diversidad entre los 500 y los 1500 m.s.n.m. y tienen dos sitios altamente diversos: la vertiente Pacífica y los Andes (Kress *et al.* 1993). Recientemente, estudios han evaluado el papel de esta especie en la remediación de aguas residuales encontrando efectos positivos en la bioremediación (Ascuntar & Toro 2007, Gomez & Segura 2008, Gutiérrez 2009a 2009b, Sandoval 2009, Peña *et al.*, 2011). Estas evidencias muestran una cierta tolerancia de *H. psittacorum* a un amplio espectro de condiciones ambientales, por lo que la hace una especie atractiva para su uso en sistemas naturales como los humedales construidos subsuperficiales (HC) para el tratamiento de aguas residuales (Brisson y Chazarenc, 2009, Maza, 2006, Madera *et al.*, 2013).

El propósito de este trabajo es examinar el papel de las plantas en los procesos de transformación y eliminación de la

materia orgánica en sistemas naturales para el tratamiento de aguas residuales como el caso de los HC, utilizando como planta modelo la especie *Heliconia psittacorum* a partir de trabajos científicos realizados en Colombia. Adicionalmente, se presentara la información de la respuesta fisiológica de la vegetación frente al estrés generado por la presencia de contaminantes en la matriz agua, así mismo, se hace un análisis comparativo de la potencialidad de plantas cosmopolitas y tropicales para su uso en la fitoremediación.

2. Metodología

La metodología empleada tuvo en cuenta la revisión y análisis de documentos y artículos científicos relacionados con experiencias en el uso de *Heliconia* en HC (fitoremediación) de aguas residuales. El análisis se realizó a partir de la evaluación del desempeño de las especies en estos sistemas naturales, para lo cual se tomaron en cuenta variables que se detallan en la Tabla 1. Las especies seleccionadas fueron *Heliconia psittacorum* como planta modelo de ambientes tropicales y una planta cosmopolita como el caso *Phragmites australis*, especie comúnmente empleada en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales (Zhi & Ji 2012).

Tabla 1. Variables empleadas para la comparación del desempeño de *Heliconia psittacorum* en el tratamiento de aguas residuales.

Parámetro	Descripción
Materia orgánica (MO) : DBO ₅ , DQO, SST	Busca establecer la capacidad del sistema para reducir el contenido de materia orgánica en el agua, lo cual es importante dado el impacto ambiental que la MO causa en los cuerpos hídricos.
Nutrientes: Nitrógeno y Fósforo	Determinar que tan eficiente es el sistema con <i>Heliconia ps</i> en la reducción de los parámetros que más contribuyen a fenómenos tan complejos como la eutrofización de cuerpos de agua especialmente oligotróficos
Patógenos: <i>e coli</i> y huevos de helmintos	Determinar el aporte en reducir entero bacterias y helmintos asociados a enfermedades del tracto digestivo en el ser humano.
Metales pesados: Cd (II), Hg (II), Pb (II) y Cr (VI)	Identificar la capacidad de acumulación de metales pesados, que son elementos con un alto grado de toxicidad para el ser humano.

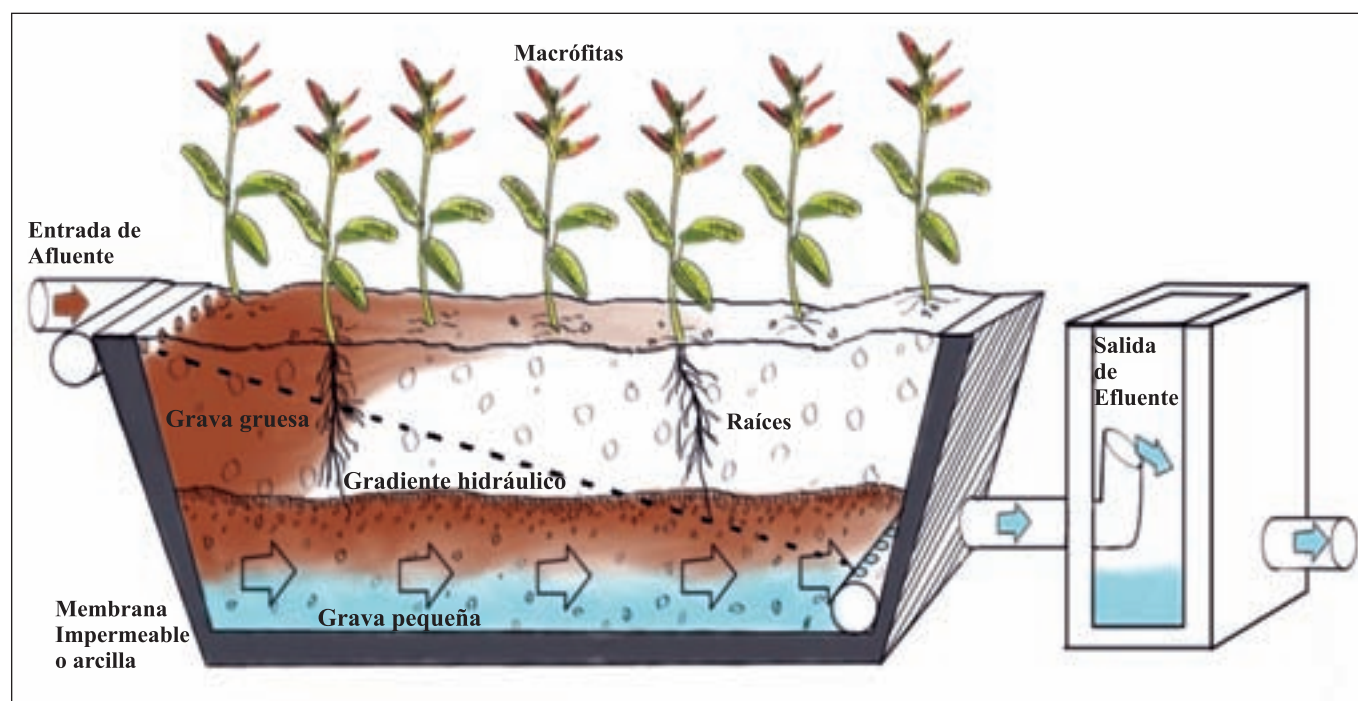


Figura 1. Elementos de un humedal artificial de flujo subsuperficial.

3. Humedales Construidos

En los humedales construidos subsuperficiales (HCS), los procesos aeróbicos predominan cerca de la rizósfera, en la cual se presenta el crecimiento microbiano más importante de la superficie del medio de soporte (Madigan *et al.*, 2004; Gómez & Segura, 2008; Li *et al.*, 2009). Lo anterior, da lugar a diferentes procesos microbianos que la convierten en la zona de reacción activa de estos sistemas (Kadlec *et al.*, 2000; Stottmeister *et al.*, 2003). En términos generales los HCS (Figura 1) están compuestos de un medio filtrante, de un tipo de vegetación y microorganismos asociados, cada uno desempeñando funciones que favorecen el tratamiento del agua residual, a través de la captura y fijación de la materia orgánica y su posterior incorporación a los procesos fisiológicos de plantas y microorganismos (Kura *et al.*, 1997). Los HCS pueden ser además de flujo horizontal o flujo vertical (Chazarenc & Merlin, 2004; Cooper, 2004). Estos sistemas se han convertido en alternativas económicas y efectivas, utilizados en varios países de zonas templadas (Zhi-xin *et al.*, 2007; Bragato *et al.*, 2009; Kantawanichkul *et al.*, 2009; Mirza *et al.*, 2011).

3.1 Plantas hiperacumuladoras

Las plantas hiperacumuladoras tienen la capacidad de acumular y transformar una variedad de compuestos tóxicos, en especial metales (Mirza *et al.*, 2011; Peña-Salamanca *et al.*, 2004). Su capacidad fitorremediadora se mide a partir de sus tasas de crecimiento y de acumulación, para obtener un valor de extracción (en gramos o kilogramos de metal por hectárea y año), además deben presentar un alto rango de tolerancia a condiciones tóxicas (Zhi-xin *et al.*, 2007). Este tipo de plantas se definen como aquellas que contienen más de 0,1% de su peso seco de Co (Cobalto), Cu (Cobre), Cr (Cromo), Pb (Plomo) o Ni (Níquel), o 1% de su peso seco de Mn (Manganeso) o Zn (Zinc) (Prasad, 2004; Wei *et al.*, 2009). No obstante, existen especies naturales o mejoradas que pueden acumular concentraciones de 2-4% de su peso seco (Brooks, 1998).

Debido a que los requerimientos de eliminación de metales son cada vez mayores, se calcula que las plantas naturales son muy lentas para ajustarse a estas medidas. La principal limitante de las plantas hiperacumuladoras naturales, es su baja tasa de crecimiento, por lo cual se considera incrementar sus tasas por medio de ingeniería genética, para alcanzar valores mayores. Por otro lado, la limitada solubilidad de los metales en los suelos es otro inconveniente que está siendo resuelto con el uso de quelantes u otros surfactantes en el suelo o en el agua, o con la combinación de la fitoremediación con técnicas *in situ* como la electroósmosis para estimu-

lar la movilidad de los metales hacia la planta. Igualmente, el uso de hongos simbióticos con las raíces (micorrizas), está siendo estudiado para mejorar la habilidad de la planta para absorber agua y ciertos nutrientes, incrementando el área superficial disponible para la absorción (Prasad, 2004).

Entre las plantas comúnmente usadas en estos sistemas de HCS se pueden encontrar especies de la familia, Brassicaceae, y plantas acuáticas del género *Typha*, *Juncus*, *Lemna* y *Eichornia*, entre otras (Peña-Salamanca, 2005). El papel de estas y otras plantas en la fitorremediación, puede observarse en la Tabla 2. Al momento de seleccionar una planta para fitoremediación, es importante tener en cuenta sus requerimientos fisiológicos de crecimiento y su condición de planta nativa o introducida para evaluar su espectro de distribución. Recientemente se ha venido estudiando la vegetación nativa que permita identificar especies con potencial para su uso en fitoremediación a partir de biodiversidad regional tropical (Prasad, 2004). En la Tabla 3, se consignan diferentes especies vegetales nativas tropicales, junto con los parámetros analizados y algunas aplicaciones a nivel local y nacional.

Tabla 2. Plantas usadas en fitoremediación (Modificada de Prasad, 2004 y Torres & Vasquez, 2010).

Planta	Papel en fitoremediación
<i>Agropyron cristatum</i>	Remediación de compuestos orgánicos como PCP (fenilciclohexilpiperidina) y PAH (Polihidroxialcanoatos)
<i>Alyssum</i> spp.	Acumula níquel
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Acumula ¹³⁷ Cs (Cesio)
<i>Armoracia rustica</i>	Cultivos de pelos radiculares retiran metales pesados
<i>Armeria marítima</i>	Acumula plomo
<i>Asthenatherum forsskalii</i>	Remediación de hidrocarburos de petróleo
<i>Altriplex prostrata</i>	Retira sal del suelo
<i>Azolla pinnata</i>	Acumula plomo, cobre, cadmio y hierro
<i>Brassica canola</i>	Remedia suelos contaminados con ¹³⁷ Cs
<i>Brassica juncea</i>	Hiperacumuladora de metales
<i>Cannabis sativa</i>	Hiperacumuladora de metales
<i>Cardamonopsis hallerii</i>	Hiperacumuladora de metales
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Acumuladora de metales. Retira TNT (trinitro tolueno)
<i>Cyperus conglomeratus</i>	Remediación de hidrocarburos de petróleo
<i>Datura innoxia</i>	Acumula bario
<i>Eucalyptus</i> spp.	Retira sodio y arsénico
<i>Eichornia crassipes</i>	Acumula plomo, cobre, cadmio y hierro
<i>Helianthus annuus</i>	Acumula plomo y uranio Retira ¹³⁷ Cs y ⁹⁰ Sr (Estroncio) en reactores hidropónicos
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	Acumula plomo, cobre, cadmio y hierro
<i>Kochia scoparia</i>	Retira ¹³⁷ Cs y otros radionucleicos
<i>Lemna minor</i>	Acumula plomo, cobre, cadmio y hierro
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Degrada TNT
<i>Phaseolus acutifolius</i>	Acumula ¹³⁷ Cs

<i>Phragmites communis</i>	Tratamiento de contaminantes orgánicos en aguas residuales
<i>Potamogeton nodus</i>	Elimina TNT
<i>Populus deltoides</i>	Agua freática contaminada con TCE (tricloro etileno)
<i>Populus charkowiensis</i> x <i>P. incrassata</i>	Degradación de TCE
<i>Populus trichocarpa</i> x <i>P. deltoides</i>	Eliminación de TCE, TCA (tricloroetano) y CT (tetracloruro de carbono)
<i>Paulownia</i> sp.	Disminuye el N. Posee altos niveles de absorción
<i>Sagittaria latifolia</i>	Elimina TNT
<i>Salicornia</i>	Elimina sal del suelo
<i>Salix</i> sp.	Fitoextracción de metales pesados, tratamiento de aguas residuales y de escorrentía
<i>Solanum nigrum</i>	Cultivos de células pilosas detoxifican PCBs (Bifenilos policlorados)
<i>Spartina alternifolia</i>	Elimina sal
<i>Spergularia</i>	Elimina sal del suelo
<i>Stipagrostis plumosa</i>	Remediación de hidrocarburos del petróleo
<i>Tamarisk</i>	Elimina sodio y arsénico
<i>Typha</i> spp.	Volatilización de selenio
<i>Thlaspi</i> spp.	Acumuladora de zinc, cadmio y plomo
<i>Vicia faba</i>	Remediación de hidrocarburos del petróleo
<i>Yucca</i> spp.	Absorción y degradación TNT y RDX (explosivos)

Los procesos esenciales de la fitoremediación se muestran en la Figura 2. Estos mecanismos incluyen desde la extracción de contaminantes del suelo o del agua, la concentración de los mismos en el tejido vegetal, su transformación por medio de procesos fisiológicos o de facilitamiento por interacciones bióticas; y la volatilización o transpiración del contaminante por parte de la planta (Zhi-xin *et al.*, 2007; Mirza *et al.*, 2011).

La fitoextracción se constituye en la captación de contaminantes por las raíces de las plantas y la translocación de estos dentro de ellas (Mirza *et al.*, 2011). Sin embargo, el crecimiento lento de las plantas hiperacumuladoras lleva a una baja producción de biomasa y un sistema radicular poco profundo (Li *et al.*, 2009). La biomasa de estos contaminantes extraídos puede ser utilizada como fuente para reponer las deficiencias. No obstante, el metal puede llegar a tener efectos fitotóxicos y por tanto se debe restringir su acceso por parte de animales y material vegetal cosechable. Los contaminantes para los cuales aplica esta estrategia son metales como Ag (Plata), Cd (Cadmio), Co, Cr, Cu, Hg (Mercurio), Mn, Mo (Molibdeno), Pb, Ni, Zn; metaloides como As (Arsénico) y Se (Selenio); los radionucleidos ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu (Plutonio), ^{238}U (Uranio), ^{234}U ; y no metales como el

Tabla 3. Algunas especies vegetales nativas tropicales utilizadas en fitoremediación.

Especie	Aplicación	Referencia
<i>Colocasia esculenta</i> (Oreja de burro)	Fitoremediación de mercurio	Skinner <i>et al.</i> , (2007).
	Reducción de nitrato, fósforo, sulfato,	Mbuligwe, (2004).
	Reducción de pesticidas y herbicidas	Cheng <i>et al.</i> , (2002).
	Eliminación de nitrato, fosforo y DQO	Bindu <i>et al.</i> , (2008).
	Eliminación de NH_4^+ y NO_3^- .	Morgan <i>et al.</i> , (2008).
<i>Petiveri alliacea</i> (Anamú)	Eliminación de Cd.	Mandakini <i>et al.</i> , (2005).
	Efecto del nitrógeno e irradiación en la eficiencia fotosintética	Pérez <i>et al.</i> , (2007).
<i>Echinochloa colona</i> (Liendre de puerco)	Efecto en la germinación por sometimiento a Cr(VI)	Rout <i>et al.</i> , (2000).
<i>Vetiveria zizanioides</i> (Vetiveria)	Reducción de nitrógeno amoniacal, total, fósforo total, DBO, DQO	Xiao <i>et al.</i> , (2009)
	Efectos en el crecimiento por exposición a Lixiviados.	Rotkittikhun <i>et al.</i> , (2007)
	Efecto por el riego con fertilizantes	Edelstein <i>et al.</i> , (2009).
<i>Heliconia Psittacorum</i> . (Heliconia)	Efecto en el crecimiento al riego con lixiviados de rellenos sanitarios	Torres y Vásquez, (2010)
	Eliminación de DBO ₅ , DQO, Nitrato, TKN, NH_4 , orto fosfato y SST	Ascuntar y Toro (2007); Gutiérrez (2009); Mosquera (2010); Ascuntar- <i>et al.</i> , (2009) Sandoval (2010);
	Eliminación de DQO, P- PO_4 , NH_4 , NO_3	Konnerup <i>et al.</i> , (2009).
	Eliminación de Materia orgánica y nutrientes	Paulo <i>et al.</i> , (2008)
	Eliminación de metales pesados: Cd (II), Cr (VI), Pb (II) y Hg (II).	Madera <i>et al.</i> , 2013
	Eliminación de Cr (VI) y Nitrógeno.	Cortes <i>et al.</i> , 2013a.
	Eliminación de DQO, DBO ₅ y NH_4^+	Cortes <i>et al.</i> , 2013b
<i>Gynerium sagittatum</i> (Caña brava)	Biomasa y crecimiento de la especie	Torres y Vásquez, (2010).
	Eliminación de DBO ₅ , DQO, NH_4^+ y NO_3	Stewar, (2005)
	Eliminación de Cr (VI) y Nitrógeno	Cortes <i>et al.</i> , 2013a.
	Eliminación de metales pesados: Cd (II), Cr (VI), Pb (II) y Hg (II)	Madera <i>et al.</i> , 2013

B (Boro). Las plantas de familias *Brassicaceae*, *Euphorbiaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae* o *Scrophulariaceae*, son ejemplos de plantas utilizadas en estos procesos (Prasad, 2004).

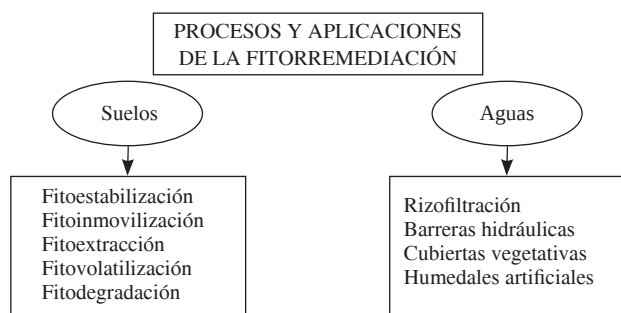


Figura 2. Procesos de fitorremediación, principalmente utilizados en medio terrestre y acuoso.

La rizofiltración consiste en la absorción de los contaminantes dentro de las raíces, por medio de procesos bióticos o abióticos. Los exudados producidos en las raíces pueden causar la precipitación de algunos metales. Los contaminantes son eliminados, luego de ser inmovilizados o acumulados dentro de las plantas. Esta técnica es comúnmente utilizada en suelos donde el contaminante debe estar en solución para ser absorbido por el sistema vegetal. Las plantas requieren un soporte y pueden ser usadas *in situ* o *ex situ*. Aplica para contaminantes como el Pb^{2+} , Cd, Zn, Cu, Ni, Cr y los radionucleidos U, Cs y Sr. Entre las plantas acuáticas utilizadas en rizofiltración, se incluyen *Eichornia crassipes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor*, *Azolla pinnata* (Prasad, 2004; Giri & Patel, 2011).

La inmovilización de un contaminante del suelo o el agua por medio de absorción, precipitación y acumulación por raíces, es definida como fitoestabilización (Mirza *et al.*, 2011). La planta puede alterar las condiciones del medio, al convertir metales de un estado de oxidación soluble a uno insoluble. Por tanto, esta estrategia es utilizada en tratamientos de suelo, sedimentos y lodos y es menos disruptiva que otras tecnologías, además de tener un menor costo. Sin embargo, tiene como desventaja que los contaminantes permanecen en el suelo y las plantas pueden necesitar mantenimiento a largo plazo. Entre las plantas utilizadas para reducir la filtración de metales en suelos contaminados, son *Brassica juncea*, *Argrostris tenuis* y *Festuca rubra*. Los contaminantes para los cuales se ha aplicado la fitoestabilización, son el As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn (Prasad, 2004).

La fitodegradación es la transformación de un contaminante, por medio de compuestos producidos por las plantas. Particularmente, el rompimiento de un contaminante orgánico,

es facilitado por la actividad microbial en la zona radicular, y es llamado rizodegradación. En esta zona se liberan compuestos como azúcares, ácidos grasos, esteroides, aminoácidos, ácidos orgánicos, factores de crecimiento, nucleótidos, flavonoides, enzimas y otros compuestos, todos exudados por las raíces. Por su presencia, la actividad microbial puede ser aumentada en esta zona, resultando en la biodegradación de contaminantes orgánicos del suelo. No obstante, los exudados pueden estimular microorganismos no degradadores, que se desarrollen a expensas de aquellos degradadores. Igualmente, las raíces pueden modificar las condiciones del suelo, al aumentar la entrada de aire y regular el contenido de humedad, así crear condiciones más favorables para la biodegradación de microorganismos nativos. Este sistema es de bajo costo y tiene como ventaja que la transformación del contaminante que ocurre *in situ*. Sin embargo, puede tomar un tiempo el desarrollo de una zona radicular extensa. Las plantas más comúnmente utilizadas son *Morus rubra*, *Malus fusca*, *Menta spicata*, *Medicago sativa*, *Agropyrum desertorum*, *Oriza sativa*, *Typha latifolia* y varias especies de algas (Peña-Salamanca *et al.*, 2011). Estas plantas necesitan fertilización adicional debido a la competencia de nutrientes con las poblaciones microbianas. Se aplica en contaminantes como pesticidas (atrazina, diazinon, propanil herbicida), surfactantes, solventes clorados, pentaclorofenol, hidrocarburos aromáticos policíclicos y de petróleo totales (Prasad, 2004).

Finalmente, la captación y transpiración de un contaminante modificado a la atmósfera, se conoce como fitovolatilización (Mirza *et al.*, 2011). La ventaja de este proceso es que los contaminantes pueden ser transformados en formas menos tóxicas e incluso pueden ser sujeto de procesos de degradación más rápidos y efectivos. Sin embargo, de igual forma pueden ser liberados contaminantes o metabolitos dañinos a la atmósfera, o incluso pueden acumularse en la vegetación y pasar a otras partes, como frutos y madera. Las plantas comúnmente usadas en este proceso son *Medicago sativa*, *Brassica juncea*, *Brassica napus* y *Arabidopsis thaliana*. Entre los contaminantes modificados por estas plantas, se encuentran aquellos orgánicos como solventes clorinados y algunos inorgánicos como Se y Hg (Prasad, 2004).

4. Resultados

4.1 Eliminación de Materia Orgánica, Nutrientes y Metales Pesados

Las plantas del género *Heliconia* (Heliconiaceae), pertenecientes al orden Zingiberales (platanillos), son hierbas perennes, nativas de las zonas del Caribe y América central y del sur (Berry & Kress, 1991). Originarias de zonas de altitud

media y baja, de 0 a 1200 metros sobre el nivel del mar; en el caso de Colombia se cuenta con especies hasta los 2400 metros de altitud (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, 2007). Al ser plantas nativas del trópico, proveen hábitat para muchas especies de organismos que dependen de ella como alimento (Arango, 2007). En el Valle del Cauca, crecen el 73 % de las *Heliconias* de Colombia y se puede estimar que tiene 50 o más especies distribuidas a lo largo de su territorio administrativo (Betancur & Kress, 1995).

En la última década, se han desarrollado diferentes trabajos para evaluar la respuesta de plantas del género *Heliconia* a diferentes escalas (Figura 3). El propósito de estos trabajos fue evaluar y proponer una opción tecnológica verde que parte del principio que las plantas son bombas direccionadas solarmente y pueden movilizar contaminantes en varios sentidos, lo cual ha creado y despertado un alto interés en el mundo académico y científico dado sus múltiples y poco conocidos mecanismos de eliminación (Raskin *et al.*, 1997). Además de los beneficios ambientales del tratamiento de aguas residuales, las *Heliconias* pueden también proveer otros servicios ambientales con beneficios económicos asociados (Belmont & Metcalfe, 2003).

En la Tabla 4 se reportan los resultados del potencial fitoremediador de *Heliconia psittacorum* y se compara con humedales sin vegetación y con la especie cosmopolita más ampliamente empleada y sembrada en procesos de eliminación de contaminantes en aguas residuales (humedales construidos) como el caso *Phragmites australis* (Zhi & Ji, 2012). En términos generales, se encontró que estas dos especies contribuyen a la eliminación de contaminantes en igual proporción. Además, el desempeño de los sistemas sembrados con estas especies en la mayoría de los casos fue consistente con lo reportado en la literatura en cuanto a eliminación de

materia orgánica, y se encuentra entre el rango estipulado por diversos autores (60 - 80%) (Reed *et al.*, 1995; Kadlec & Knight, 1996; Karathanasis *et al.*, 2003; Ascúntar & Toro, 2007). Estos hallazgos muestran la potencialidad de emplear la *Heliconia sp* en el proceso de fitoremediación de aguas residuales.

Debido a que la mayoría de macrófitas emergentes pueden traslocar oxígeno de las hojas a las raíces, se presentan micro-zonas aeróbicas en la superficie de las raíces y los rizomas, lo cual crea las condiciones en la zona de raíz de la planta que ayudan al desarrollo de microorganismos que participan en la descomposición de materia orgánica y la nitrificación, respectivamente (Brix, 1993). Este fenómeno fue reportado en casi todos los documentos revisados, donde destacan que *H. psittacorum* puede disponer una buena capacidad para proveer oxígeno al sistema radicular, beneficiando el proceso de nitrificación (no se reportan valores de transferencia de oxígeno).

Gutiérrez (2009a) registró un mejor desempeño de estas plantas en la eliminación de DOQ y DBO₅ para la condición de más alta carga contaminante aplicada al reactor sembrado con la especie *Heliconia sp*, situación igualmente reportada por Madera et al, (2013). Montoya et al., (2010), encontraron que en la eliminación de DQO, COD y DBO₅, no habían diferencias entre las especies *Heliconia sp* y *Phragmites au*, indicando que el uso de la especie nativa además de mantener las mismas condiciones operacionales de la tecnología, permite crear ambientes agradables como ornamentación por las floración que dicha especie produce.

La mayor asimilación de nitrógeno ocurrió en hojas (65.7%) y raíces (35,9%) y los porcentajes más altos de desasimilación fueron en el tallo (-1,6%). Evaluando el principal me-



Figura 3. Imágenes experimento a escala laboratorio (a) y escala piloto (b) usando *Heliconia psittacorum*.

Fuente: Madera et al., 2013 y Ascuntar et al., 2009.

Tabla 4. Eficiencias (%) de eliminación promedio para *H. psittacorum* y *P. australis*.

Parámetro	<i>H. psittacorum</i>		<i>P. australis</i>	Sin Plantas (SP)
DBO ₅	A&T*	63	63	63
	G&S**	60	80	74
	Ga***	68	79	71
	S****	65	77	70
	Gb*****	57	-	52
	Mo+++	97		97
DQO	A&T*	59 (Totales) y 42 (Filtrada)	58 (Totales) y 41 (Filtrada)	
	G&S**	63	77	
	Ga***	63	70	
	S****	65 (Totales) y 52 (Filtrada)	74 (Totales) y 53 (Filtrada)	
	Gb*****	53	-	
	Mo+++	95		
SST	A&T*	90	88	91
	G&S**	78	85	79
	Ga***	-	-	-
	S****	84	87	85
	Gb*****	-	-	-
Nitrógeno Amoniacal (NH ₃ /NH ₄ ⁺)	A&T*	Disminución longitudinal	Variación longitudinal	Disminución longitudinal
	G&S**	9	39	9
	Ga***	18(NH ₄ ⁺)	36(NH ₄ ⁺)	10 (NH ₄ ⁺)
	S****	20(NH ₄ ⁺)	38 (NH ₄ ⁺)	9 (NH ₄ ⁺)
	Gb*****	33(NH ₃)	-	27 (NH ₃)
Nitritos y Nitratos (NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻)	A&T*	Concentraciones heterogéneas en cada etapa		
	G&S**	43(NO ₂ ⁻)	65 (NO ₂ ⁻)	48 (NO ₂ ⁻)
	Ga***	-	-	-
	S****	-32y -49	65 y -112	-22 y -77
	Gb*****	-3,4 (NO ₃ ⁻)		16 (NO ₃ ⁻)
	Ma+	48 y 35 (NH ₄ ⁺ y NO ₃ ⁻)		45 (NH ₄ ⁺)
	Co++	40 (NO ₃ ⁻) 50 (NH ₄ ⁺)	-	-
Fosfatos (PO ₄)	A&T*	Comportamiento oscilatorio en sentido longitudinal (La mayor parte de porcentajes de eliminación fueron negativos)		
	G&S**	Oscilación permanente		
	Ga***	-111	-257	-244
	S****	10	30	10
	Gb*****	10	-	23
Metales	Ma+	95 Cd, Pb, Hg, Cr (VI)	-	90
	Co++	60 Cr (VI)		-

*A&T-> Ascúntar & Toro (2007) **G&S-> Gómez & Segura (2008) ***Ga-> Gutiérrez (2009a);****S-> Sandoval (2009); *****Gb-> Gutiérrez (2009b),+ Ma>Madera et al., 2013: ++ Co>Cortes et al., 2013; Mo+++>Montoya et al, 2010.

canismo de eliminación de nitrógeno(N) en este caso, fue la denitrificación, la cual eliminó el 19.7% de la carga de N afluente en humedales plantados y 16.2% en los controles. Seguido por la acumulación de N en el lecho de soporte, siendo responsable de la eliminación del 6.2 y 5.0% del N afluente, respectivamente. El aporte de *H. psittacorum* en la eliminación de la carga afluente de N por asimilación directa solo fue del 0.2%, pero su presencia promovió la eliminación de N, por tanto se puede sugerir su uso en este tipo de sistemas de tratamiento (Gutiérrez, 2009b).

Las eliminaciones de nitrógeno amoniacal y de nitritos fueron mayores en *P. australis*, lo cual puede estar asociado a que las raíces de esta planta al ser más extensas y abundantes ofrecen una mayor área para transferencia de oxígeno y formación de comunidades de microorganismos (Gómez & Segura, 2008; Li *et al.*, 2009). Por otro lado, la inestabilidad presentada en algunos casos, pudo ocurrir por la cantidad de interacciones que se generan en la rizósfera, que dan lugar a fenómenos y eventos como nitrificación-desnitrificación (Yang *et al.*, 2001, Meuleman *et al.*, 2003; Peña-Salamanca *et al.*, 2011), fijación simbiótica de Nitrógeno, asimilación biológica, muerte vegetal, adsorción del medio (Ascúntar & Toro, 2007). Igualmente, en estos casos pueden darse procesos de transformación como: volatilización del ion amonio (NH_3), mineralización (amonificación), reducción de nitratos a amonio (nitrato-amonificación), oxidación anaerobia del amonio (Anammox), adsorción, desorción y lixiviación (Vymazal, 2007). De otro lado, en algunos casos, la variación en la saturación de los sistemas pudo ocasionar la oscilación en la eliminación de fosfatos, al afectar los procesos de adsorción y desorción de este contaminante en el medio (Gómez & Segura, 2008).

Los resultados reportados del nitrógeno foliar en ambas especies (*Heliconia* y *Phragmites*) muestran que hay mayor acumulación en hojas cuando las especies trataron menores cargas orgánicas. Así mismo, se encontró la existencia de una diferencia en eficiencia fotosintética en estas especies, la cual puede estar asociada a otros factores como el tipo de metabolismo de las especies, pues las plantas C4, como *P. australis*, usan más eficientemente el nitrógeno, el CO_2 , la radiación solar y el agua, que las plantas tipo C3, como *H. psittacorum*.

Adicionalmente, el uso de plantas contribuye a la minimización de zonas muertas en los HCS y sirve de soporte para evitar compactación del medio, mejorándose así la comportamiento hidrodinámico de estos sistemas (Gómez & Segura, 2008). Por el contrario, cuando no se tienen las plantas el grado de mezcla se ve favorecido por el crecimiento de biopelículas, puede aparecer la compactación del lecho,

entre otros factores que ocasionan progresivamente un taponamiento del sistema y una disminución en su eficiencia hidráulica (Gómez & Segura, 2008).

En el caso de los metales pesados, Cortes *et al.*, (2013) y Madera *et al.*, (2013) reportaron que la *Heliconia* ha mostrado resultados muy alentadores, donde ubican esta especie como una planta acumuladora de metales, con gran desempeño en la eliminación de metales pesados (Cd, Pb, Hg y Cr (VI)), de la matriz líquida contaminada con múltiples metales, donde se lograron reportar porcentajes de eliminación superior al 90% de los citados metales, indicando que no se presentaron procesos de antagonismo o inhibición en la especie por la toma de un metal y la planta no mostró signo alguno de daño como hojas amarillas o clorosis. Los estudios con esta especie estuvieron alrededor de un 5 al 10% con más capacidad de eliminación de los citados metales que un sistema sin plantas. Así mismo, esta especie en el caso de metales como Hg (II) y Cr (VI), logro traslocar una cantidad importante de estos metales desde la raíz a los tejidos aéreos (tallo, hoja), característica importante en el proceso de fitoremediación, por lo cual se puede calificar esta especie como acumuladora de metales pesados y de alto potencial para emplear en sistemas de humedales construidos.

4.2 Respuestas fisiológicas y de crecimiento

En cuanto a las respuestas fisiológicas de *H. psittacorum*, resultados previos han demostrado mayores tasas de crecimiento y de actividad fotosintética de esta especie en el primer tercio del largo del humedal en el sentido del flujo, en comparación con el resto de este, debido posiblemente a que la mayor parte de la materia orgánica y los nutrientes eran consumidos en esta longitud (Lara, 1999). Por otra parte, *Phragmites sp.* acorde con los reportes mostrados en la Tabla 5, presentó un crecimiento uniforme en la totalidad del área del humedal.

La emisión de fluorescencia de la clorofila en plantas es una prueba sensitiva de la eficiencia fotosintética de la planta y permite reflejar a largo plazo perturbaciones en el aparato fotosintético (Pérez *et al.*, 2007; Hsu, 2007). Las plantas perturbadas usan menos energía radiante para la fotosíntesis, disipando el exceso de luz para evitar fotoinhibición o foto oxidación, mediante reacciones de des-excitación como pérdida de calor y fluorescencia de la clorofila, los cuales han sido exitosamente usados como métodos no invasivos (Baker & Rosenqvist, 2004). Por tanto, las tasas fotosintéticas de la vegetación en un humedal pueden ser consideradas un indicador fisiológico del metabolismo de la planta y de su participación en la transformación de los diferentes nutrientes en el sistema; igualmente, permite evaluar la producción

de biomasa vegetal que participa en la eliminación de nutrientes del humedal. la *Heliconia psittacorum*, los reportes indican que esta especie no altero su tasa fotosintética, indicando una alta capacidad de aclimatación a las condiciones extremas en la que fue sometida en los diferentes estudios.

Otra variable fisiológica utilizada para evaluar el efecto de la carga contaminante en el desempeño de la planta es el potencial hídrico, el cual aporta información sobre umbral de tolerancia del estado hídrico al interior de las plantas (Shanker *et al.*, 2005, Lorenzen *et al.*, 2001; Steinbachová-Vojtíšková *et al.*, 2006; Pérez *et al.*, 2007, Zhang *et al.*, 2008, Martínez, 2008). Gutierrez, (2009b), reportó que *H. psittacorum* presentó el mayor potencial (valores más bajos), cuando estuvo sometida a caudales pequeños y menor carga de nutrientes, con valores mejores a los encontrados para la especie *P. australis*.

Martínez (2008), evaluó diferentes parámetros para establecer la respuesta fisiológica de *Heliconia psittacorum* y registró condiciones óptimas en ambientes con flujo de aguas residuales. La carga orgánica y el flujo de agua residual influyó el comportamiento de la planta (Tabla 5). Estos resultados sugieren realizar otras investigaciones para definir la eficiencia de la especie en la eliminación de nitrógeno.

Así mismo, se realizaron estudios evaluando la respuesta de crecimiento de diversas especies vegetales a diferentes cargas de lixiviados para su uso potencial en la eliminación de cargas del contaminantes de este residuo líquido, *Heliconia* sp., *Beloperone guttata*, *Cyperus* sp., *Petiveria alliacea*, *Gynerium sagittatum*, *Vetiveria zizanioides*, *Colocasia esculenta*, *Tradescantia* sp., *Ammana coccinea*, *Echinochloa colona* y *Cynodon dactylon*, fueron estudiadas. Los resultados mostraron que la velocidad de crecimiento en los trata-

mientos con lixiviados no fue significativamente diferente con respecto al control (sin lixivado) para la mayoría de las especies (Tabla 6). Todas las especies vegetales presentaron crecimiento positivo a las cargas a las que fueron sometidas. Las especies con mayor adaptabilidad fueron *Colocasia esculenta*, *Echinochloa colona* y *Tradescantia* sp.; con adaptabilidad alta fueron *Petiveria alliacea*, *Cynodon dactylon* y *Beloperone guttata*; con adaptabilidad media *Ammana coccinea*, *Heliconia* sp. y *Gynerium sagittatum*; y con adaptabilidad baja el *Cyperus* sp (Torres y Vásquez, 2010).

Tabla 6. Comparación de la velocidad de crecimiento en once especies de plantas nativas en tallos y hojas.

Especies vegetales	Crecimiento en Tallo	Crecimiento en Hojas
<i>Heliconia</i> sp.	VR>VC	VR>VC
<i>Petiveria alliacea</i> (Anamú)	VR>VC	VR>VC
<i>Tradescantia</i> sp.	-	VR>VC
<i>Colocasia esculenta</i> (Oreja de burro)	VR>VC	VR>VC
<i>Vetiveria zizanioides</i> (Vetiveria)	-	VR>VC
<i>Gynerium sagittatum</i> (Caña brava)	VR<VC	VR>VC
<i>Cynodon dactylon</i> (Pelo de indio)	-	VR>VC
<i>Ammana coccinea</i> (Palo de agua)	VR>VC	VR>VC
<i>Echinochloa colona</i> (Liendre de puerco)	VR>VC	VR>VC
<i>Beloperone guttata</i> (Camarón Amarillo)	VR>VC	VR>VC
<i>Cyperus</i> sp. (Papiro Enano)	VR<VC	-

*VR: Velocidad en Réplicas *VC: Velocidad en Control

Finalmente, Arias y Brix (2003) destacan el desarrollo y la investigación de la tecnología de humedales construidos en Colombia, al reconocer varias experiencias colombianas do-

Tabla 5. Respuestas fisiológicas de *Heliconia psittacorum*.

	Diferencia con plantas control	Rango	Observaciones
Nitrógeno Foliar	Si	2,6 a 5,6mg/g	Incremento de la asimilación en la entrada del humedal proporcional al incremento de la biomasa.
Potencial Hídrico	Si	-1,31 a -0,04Mpa Entrada: -1,7 a 0,49 Salida: -2,11 a 0,18	Valores de potencial cercanos a cero a la entrada del humedal y más negativos a la salida, en relación con los requerimientos hídricos en la planta.
Eficiencia Fotosintética	No	0,78 a 0,85 Valor normal 0,8 a 0,87	Respuesta fotosintética positiva a lo largo del humedal.
Biomasa	Si	Concentración de Nitrógeno Entrada>Medio>Salida	Alcanzó su crecimiento máximo a la entrada del humedal.
Parámetros Físicoquímicos	-	Nitrato>Nitrito>Amonio	Los datos permiten establecer el comportamiento del humedal para la eliminación de nitrógeno.

cumentados desde el año 1998 con la opción de estar disponibles en todo el mundo. Un aspecto adicional a resaltar es el potencial uso de esta tecnología sembradas con especies nativas de Colombia para el mejoramiento de la calidad de agua del río Bogotá, tal como lo apuntan Rodríguez y Opsina (2005).

Conclusiones

Los estudios realizados con *Heliconia psittacorum* para evaluar su potencial fitorremediador demuestran que esta planta presenta características de aclimatación adecuadas a las condiciones en los humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales en el país. Entre las características más relevantes, es la capacidad de eliminación de DBO₅, DQO y SST, mayor a 60% en la mayoría de los estudios, su capacidad para acumular metales pesados sin detrimento de sus propiedades fisiológicas y su rápido crecimiento y desarrollo. Por otro lado, esta planta genera una ganancia estética por la belleza de su inflorescencia, lo cual a su vez, puede generar beneficios económicos al comercializarse.

Teniendo en cuenta la necesidad que existe en realizar programas y proyectos efectivos para el control de la contaminación en Colombia generada por la descarga de aguas residuales crudas en cuerpos hídricos, el uso de la eco-tecnología humedal construido sembrado con *Heliconia psittacorum*, muestra que es una alternativa costo-efectiva ideal para este propósito.

Es necesario ampliar la evaluación del desempeño de especies nativas en diversas matrices como agua, aire y suelo y su respuesta frente a la capacidad de tolerancia de las mismas para el manejo del estrés del contaminante. Esta información beneficiará el desarrollo de nuevas tecnologías para resolver los problemas del tratamiento de aguas residuales mediante la fitoremediación.

Agradecimientos

Los autores desean expresar sus agradecimientos a María Isabel Arce por su valioso apoyo en la edición final del manuscrito. A UNIVALLE, ACUAVALLE S.A. E.S.P., BUGASEO S.A. E.S.P., por su colaboración en el trabajo de campo de muchas de las tesis de pregrado y postgrado de la Universidad del Valle, realizadas en la estación experimental de Ginebra.

Bibliografía

Arias, C. A. and Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina, No 13, pp. 17-24. Red de Revistas de América Latina y el Caribe, España y Portugal.

- Arango, A.M. 2007. Biosistema integral de tratamiento de aguas residuales domésticas. Diseño, construcción y evaluación. Tesis de maestría, Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. Universidad de Manizales. Manizales – Colombia.
- Ascúntar R., D., Toro V., A. F. 2007. Estudio del comportamiento hidrodinámico de humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Trabajo de Grado, Ingeniería Sanitaria. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Baker, N. R., Rosenqvist, E. 2004. Applications of chlorophyll fluorescence can improve crop production strategies: an examination of future possibilities. Journal of experimental botany, 55:1607-1621.
- Barceló, J., Poschenrieder, C. 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. Contributions to science, 2(3):333-334.
- Belmont, M. A., Metcalfe, C. D. 2003. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants – a laboratory-scale study. Ecological engineering, 21:233-247.
- Berry, F. H., Kress, W. Jhon. 1991. Heliconia, An identification Guide. Estados Unidos, Smithsonian Institution Press. 334p.
- Betancur, J., Kress, W. J. 1995. Biodiversity and conservation of neotropical montane forests. Proc. Symposium, New York Botanical Garden. p. 513-523.
- Bragato, C., Brix, H., Malagoli, M. 2006. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. Environmental Pollution, 144:967-975.
- Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarello, M., Malagoli, M. 2009. Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. Desalination, 246:35-44.
- Brisson J, F. Chazarenc, 2009. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte specie selection? Journal Science of Total Environment, 407, 3923-3930.
- Brix, H. 1993. Wastewater treatment in constructed wetland: system design, removal processes, and treatment performance. En: Moschiri, G.A. (Ed.), Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis publishers, Boca raton, Fl. Pp. 9-2.
- Brooks, R. R. 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB International. Reino Unido. 380 pp.
- Chazarenc F., Merlin G. 2004. Influence of raw wastewater with sequential load on vertical subsurface flow constructed wetlands behaviour. En: 9th IWA International Specialised Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France.
- Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F., Thoenissen, M. 2002. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. Ecological engineering, 18(3):317-325.
- Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). 2007. Heliconias: compendio de experiencias investigativas sobre flores y follajes tropicales del Valle del Cauca – Colombia. 148p.
- Cooper, P. 2004. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. En: 9th IWA International Specialised Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France.
- Cortes-Sandoval A, Madera-Parra C.A, Peña-Varón M.R, Peña S E.J, Lens J.P.N. 2013. Eliminación de DQO, Nitrógeno (TKN, NH₄⁺, NO₃⁻) y Cr (VI) en humedales construidos con policultivos tratando lixiviados de rellenos sanitarios a escala piloto .Seminario Internacional GRAL, 2013, Sao Pablo, Brasil.

- Edelstein, M., Plaut, Z., Dudai, M., Ben-Hur, M. 2009. Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) responses to fertilization and salinity under irrigation conditions. *Journal of environmental management*, 91:215-221.
- Giri, A. K., Patel, R. K. 2011. Toxicity and bioaccumulation potential of Cr (VI) and Hg (II) on differential concentration by *Eichornia crassipes* in hydroponic culture. *Water science & technology*, 63(5):899-907.
- Gómez C, D. X., Segura S., J. 2008. Estudio de humedales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas: aplicación de modelos hidrodinámicos y macrocinéticos. Trabajo de Grado, Ingeniería Química. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Gutiérrez M., H. 2009 a. Estimación del balance de nitrógeno en un humedal construido subsuperficial (microcosmos) plantado con *Heliconia psittacorum* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Tesis de maestría, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Gutiérrez L., C. F. 2009 b. Respuesta fisiológica de macrófitas emergentes y su relación con la eficiencia en el tratamiento de agua residual doméstica en humedales construidos. Tesis de maestría, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Greenway, M. Woolley, A. 2001. Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed free water surface flow wetland in Cairns Australia. *Water Science and Technology*, 44(11-12):303-310.
- Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R., Cicalini, A., Dias S., Novais, J., Aubert, S., Gerth, A., Thomas, H., Heibner A. 1998. Constructed wetlands for the treatment of organic compounds. *Journal of Soils & Sediments*, 3(2):109-124.
- Hsu, B. D. 2007. On the possibility of using a chlorophyll fluorescence parameter as an indirect indicator for the growth of *Phalaenopsis* seedlings. *Plant Science*, 172(3):604-608.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. 1996. *Treatment wetlands*. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 893 pp.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. 2000. *Constructed wetlands for pollution control – processes, performance, design and operation*; IWA Scientific and Technical Report No.8, IWA, London.
- Kantawanichkul, S., Kladprasert, S., Brix, H. 2009. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological engineering*, 35:238-247.
- Karathanasis, A., Potter, C. L., Coyne, M. S. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. Agronomy department. University of Kentucky, USA. En: *Ecological engineering*, 20:157-169.
- Kivaisi, A.K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16:545–560
- Konnerup, D., Koottatep, T., Brix, H. 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological engineering*, 35:248-257.
- Kura, B., La Motta, E., Tittlebaum, M., Alawady M. 1997. Macroscopic BOD Kinetic Model for Microbial Rock Plant Filter Design. *Advances in Environmental Research*, 1:36- 43.
- Lara, C. M. 1999. Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Instituto catalán de tecnología, Tesis de Maestría, Ingeniería y Gestión Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España.
- Li, T., Yang, X., Lingli, L., Ejazul, I., He, Z. 2009. Effects of zinc and cadmium interactions on root morphology and metal translocation in a hyperaccumulating species under hydroponic conditions. *Journal of hazardous materials*, 169:734-741.
- Lorenzen, B., Brix, H., Mendelssohn, I. A., McKee, K. L., Miao, S. L. 2001. Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquatic botany*, 70:117-133.
- Madera-Parra C.A, Peña-Varón M.R, Peña S E.J, Lens J.P.N. 2013. Phytoremediation of landfill leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in constructed wetlands. *International journal of Phytoremediation*. DOI: 10.1080/15226514.2013.828014
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Parker, J. 2004. *Brock. Biología de los microorganismos*. 10ª edición. Pearson education, S.A. Madrid-España.
- Martínez, J. R. 2008. Evaluación de la capacidad de remoción de nitrógeno y sus relaciones fisiológicas en *Heliconia psittacorum* (Heliconiaceae) expuesta a una carga orgánica de agua residual en un humedal artificial sub-superficial para el tratamiento de aguas residuales en el Municipio de Ginebra-Valle. Trabajo de grado, Biología. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Maza, V. 2006. Cultivo, cosecha y poscosecha de Heliconias y flores tropicales. Jardín Botánico “Joaquín Antonio Uribe” 1ªed. Medellín, Colombia. 220pp.
- Mbuligwe, S. E. 2004. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecological engineering*, 23:269-284.
- Meuleman, A. F. M., Logtestijn, R., Rijs, G. B. J., Verhoeven, J. T. A. 2003. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological engineering*, 20:31-44.
- Mirza, N., Pervez, A., Mahmood, Q., Shah, M. M., Shafqat, M. N. 2011. Ecological restoration of arsenic contaminated soil by *Arundo donax* L. *Ecological engineering*, 37:1949-1956.
- Montoya, J. I., Ceballos, L., Casas, J. C. and Morató, J. (2010). Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial usando tres especies de macrófitas. In: *Revista EIA*, No 14, pp. 75-84. Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín (Colombia).
- Ospina-Álvarez, N., Peña-Salamanca, E. J., Benítez, R. 2006. Efecto de la salinidad en la capacidad de bioacumulación de plomo en el alga verde *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harvey (Chlorophyceae, Cladophorales). *Actual biol*, 28(84):17-25.
- Panich-Pat, T., Upatham, S., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Lanza, G. R. 2010. Phytoextraction of metal contaminants by *Typha angustifolia*: interaction of lead and cadmium in soil-water microcosms. *Journal of environmental protection*, 1:431-437.
- Peña-Salamanca, E.J., Ospina-Alvarez, N., and Benitez, R. 2004. Estudio de la contaminación por plomo, cobre y mercurio en la bahía de Buenaventura (Pacífico Colombiano) para la identificación de algas benthicas como organismos indicadores. *Pub. CYTED*, 10, 167–176.
- Peña-Salamanca, E. J. 2005. Las plantas que limpian. Uso de la biodiversidad de la flora local para aplicaciones en biorremediación. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 17:43-44.
- Peña-Salamanca, E., M. L. Palacios, N. Ospina-Álvarez. 2005. Algas como indicadores de contaminación. Universidad del Valle, Cali. pp. 75–146.
- Peña-Salamanca, E. J., Sandoval, H., Zuñiga, O., Torres, M. 2009. Estimates of carbon reservoirs in high-altitude wetlands in the Colombian Andes. *Journal of agriculture and rural development in the tropics and subtropics*, 110(2):103-114.
- Peña-Salamanca, E. J., Rengifo-Gallego, A. L., Benitez-Campo, N. 2011. Detoxification mechanisms of heavy metals by algal-bacteria

- consortia. Cap. 28, p. 441-452. En: Se-Kwon Kim (Ed.), Handbook of marine macroalgae: biotechnology and applied phycology. Wiley-Blackwell. 592p.
- Pérez A., J. M., Peña S., E. J., Torres G., C.** 2007. Efecto del nitrógeno y la irradiación en la eficiencia fotosintética del anamú *Petiveria allicea* (Phytolaccaceae). Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales, 31(118):49-55.
- Pilon – Smits, E.** 2005. Phytoremediation. Annual review of plant biology, 56:15-39.
- Prasad, M. N. V.** 2004. Fitorremediación. Aplicaciones, ventajas e inconvenientes. En: Reigosa, M. J., Pedrol, N. & Sánchez, A (Ed.), La Ecofisiología Vegetal. Thomson Editores. España. 1197p.
- Quipuzco, E.** 2002. Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Phragmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Revista del instituto de investigación de la facultad de ingeniería geológica, minera, metalúrgica y geográfica de la UNMSM, 5:52-57.
- Raskin, P., Gleick, P. H., Kirshen, P., Pontius, R. G. Jr, Strzepek, K.** 1997. Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world. Stockholm Environmental Institute, Sweden. Document prepared for UN Commission for Sustainable Development 5th Session 1997 – Water stress categories. p. 27-29.
- Reed, S. C., Crites, R. W., Middlebrooks, E. J.** 1995. Natural systems for waste management and treatment. 2da Edición. McGraw Hill, New York, USA.
- Rodríguez, T. and Ospina, I. M.** (2005). Constructed wetland of vertical flow to improve Bogotá river water quality. In: *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, No 15, pp. 74-84. Facultad de Ingeniería. Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá D.C Colombia.
- Rotkittikhun, P., Chaiyarat, R., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., Baker, A. J. M.** 2007. Growth and lead accumulation by the grasses *Vetiveria zizanioides* and *Thysanolaena maxima* in lead-contaminated soil amended with pig manure and fertilizer: a glasshouse study. Chemosphere, 66:45-53.
- Rout, G. R., Samantaray, S., Das, P.** 2002. Effects of chromium and nickel on germination and growth in tolerant and nontolerant populations of *Echinochloa colona* (L.) Link, Chemosphere, 40:855-859.
- Sánchez, J. M.** 2011. Diseño y puesta en marcha de una organización intensiva en conocimiento para el impacto del desarrollo humano, social y ambiental del nor-orient del valle: caso parque nacional de las Heliconias. Tesis de Maestría, Salud Pública. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Sandoval, J. J.** 2009. Evaluación del desempeño de humedales subsuperficiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas: aplicación de algunos modelos existentes. Tesis de Maestría, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-TAvera, H., Avudainayagam, S.** 2005. Chromium toxicity in plants. Environment international, 31:739-753.
- Skinner, K., Wright, N., Porter-Goff, E.** 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. Environmental pollution, 145(1):234-237.
- Steinbachová-Vojtisková, L., Tylová, E., Soukup, A., Novická, H., Votrubová, O., Lipavská, H., Cízková, H.** 2006. Influence of nutrient supply on growth, carbohydrate, and nitrogen metabolic relations in *Typha angustifolia*. Environmental and experimental botany, 57:246-257.
- Stottmeister, U., Wiebner, A., Kuschik, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R., Moormann, H.** 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology advances, 22:93-117.
- Tanner, C. C.** 2001. Plants as ecosystems engineers in sub-surface flow treatment wetlands. Water Science and Technology, 44(11-12):9-17.
- Tanner, C. C., Clayton, J. S., Upsdell, M. P.** 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands II. Removal of nitrogen and phosphorus. Water research, 29:27-34.
- Torres Z., S. I., Vásquez V., R. A.** 2010. Estudio de la potencialidad de crecimiento de once especies vegetales nativas tropicales regadas con lixiviados de rellenos sanitarios. Trabajo de grado, Ingeniería Sanitaria. Universidad del Valle. Cali – Colombia.
- Vymazal, J.** 2008. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the total environment. 380:48-65.
- Wei, S., Zhou, Q., Srivastava, M., Xiao, H., Yang, C., Zhang, Q.** 2009. *Kalimeris integrifolia* Turcz, ex DC.: An accumulator of Cd. Journal of hazardous materials, 162:1571:1573.
- Wei Zhi, Guodong Ji,** 2012. Constructed wetlands, 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. Journal Science of Total Environment, 441, 19-27.
- Xiao, W., Bao-ping, H., Ying-zheng, S., Zong-qiang, P.** 2009. Advanced wastewater treatment by integrated vertical flow constructed wetland with *Vetiveria zizanioides* in north China. DOI: 10.1016/j.proeps.2009.09.194. Procedia Earth and Planetary Science, 1:1258-1262.
- Yang, L., Chang, H. T., Lo Huang, M. T.** 2001. Nutrient removal in gravel – and soil – based wetland microcosms with and without vegetation. Ecological engineering, 18:91-105.
- Zhang, Z., Rengel, Z., Meney, K.** 2008. Interactive effects of N and P on growth but not on resource allocation of *Canna indica* in wetland microcosms. Aquatic Botany, 89(3):317-323.
- Zhi-xin, N, Li-na, S., Tie-heng, S., Yu-shuang, L., Hong, W.** 2007. Evaluation of phytoextracting cadmium and lead by sunflower, ricinus, alfalfa and mustard in hydroponic culture. Journal of environmental sciences, 19:961-967.

Recibido: 21 de marzo de 2013

Aceptado: 14 de noviembre de 2013