

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS USANDO LA PLANTA ACUÁTICA *Eichhornia crassipes*

YOMA ISABEL MENDOZA GUERRA¹, JULIO CÉSAR MARÍN LEAL²,
FERNANDO LUIS CASTRO ECHAVEZ¹, ELISABETH HEDWIG BEHLING QUINTERO²

¹ Centro de Investigaciones, Universidad de la Guajira, Riohacha, Colombia.

e-mail: yomaisabel@gmail.com

² Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Venezuela. e-mail: jmarin@fing.luz.edu.ve

Recibido: junio 2015

Aprobado para publicación: noviembre 2015

RESUMEN

La fitorremediación es una alternativa de tratamiento amigable con el ambiente y eficiente para reducir la carga contaminante de las aguas residuales. En esta investigación se evaluó el tratamiento biológico de aguas residuales domésticas crudas en microcosmos provistos de la planta acuática *Eichhornia crassipes*, aplicando flujo semicontinuo con tasas de renovación del afluente de 25, 50 y 75 %. Durante los ensayos se monitorearon los siguientes parámetros: pH, oxígeno disuelto, amonio, ortofosfato, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), coliformes totales y fecales, siguiendo los métodos estándares. Los resultados muestran que las mejores eficiencias de remoción de materia orgánica (DBO₅ 83 % y DQO 87 %) y nutrientes (amonio 87 % y ortofosfato 31 %) se registraron al aplicar la tasa de renovación de 75 %. Igualmente, las concentraciones de SST y de bacterias coliformes fueron reducidas en 67 y 99 %, respectivamente. La alta eficiencia de remoción de materia orgánica generó un efluente final que cumple con los límites permisibles de descarga a cuerpos de agua, establecidos en la legislación colombiana vigente. El uso de la planta acuática *E. crassipes* en sistemas de tratamiento biológico es una alternativa viable y eficiente para la degradación de aguas residuales domésticas.

Palabras clave: aguas residuales domésticas, bacterias coliformes, *Eichhornia crassipes*, fitorremediación, tratamiento biológico

TREATMENT OF DOMESTIC WASTEWATER USING THE AQUATIC PLANT *Eichhornia crassipes*

ABSTRACT

Phytoremediation is an environmentally efficient alternative treatment to reduce the pollution load of wastewater at low levels. In this research, the biological treatment of raw domestic sewage in microcosm provided by the aquatic plant *Eichhornia crassipes*, using semi-continuous flow with affluent renewal rates of 25, 50 and 75% was evaluated. During the tests the following parameters were monitored following standard methods: pH, dissolved oxygen, ammonium, orthophosphate, biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), total and fecal coliforms. The results show that the best removal efficiencies of organic matter (BOD₅ 83% and COD 87%) and nutrients (ammonium 87% and orthophosphate 31%) were recorded at renewal rate of 75%. Likewise, concentrations of SST and coliform bacteria were reduced by 67 and 99% respectively. The high efficiency of organic matter removal produced a final effluent that meets the permissible limits of discharge to water bodies, established in the current Colombian law. The use of the aquatic plant *E. crassipes* in biological treatment systems is a viable and efficient alternative for degradation of domestic wastewater.

Keywords: biological treatment, coliform bacteria, domestic wastewater, *Eichhornia crassipes*, phytoremediation

INTRODUCCIÓN

Las grandes cantidades de agua destinadas a usos municipales, agrícolas e industriales generan serios problemas ambientales debido a los enormes volúmenes de aguas residuales que se generan. El alto contenido de nutrientes presentes en estas aguas, tales como nitrógeno y fósforo, pueden provocar la eutrofización de lagos y alterar el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. La eutrofización es un problema ambiental grave que se ha difundido ampliamente desde la segunda mitad del siglo 20 (Alexander & Smith, 2006; Cai *et al.*, 2013).

El vertido de aguas residuales al ambiente natural está regulado por una serie de normas y reglamentos en los distintos países, los cuales están dirigidos a minimizar su impacto sobre los ecosistemas receptores, garantizando de esta manera su preservación y la supervivencia de los organismos acuáticos. En este sentido, es prioritaria la adopción o desarrollo de tecnologías de tratamiento de efluentes líquidos antes de su descarga al medio, debido a las altas concentraciones de materia orgánica, nutrientes, bacterias coliformes u otros contaminantes (Brix & Arias, 2005; Romero, 2001).

La fitorremediación es el uso de plantas y microorganismos acuáticos para limpiar ambientes contaminados. Las técnicas de fitorremediación incluyen la utilización de enmiendas de agua, suelo y técnicas agrónomas para trasladar, contener o convertir los contaminantes del medio en una forma química que disminuya su disponibilidad química o biológica. Constituye una estrategia muy interesante, debido a la capacidad de plantas y microorganismos acuáticos para la absorción de nutrientes y metales disueltos, a partir de remediación (Lu, 2009; Romero-Aguilar *et al.*, 2009). Además, estos sistemas son amigables con el ambiente por no requerir instalaciones complejas, tener costo de mantenimiento bajo y necesitar poca energía para funcionar (Frers, 2008).

En muchas investigaciones se han utilizado diferentes especies de plantas para el tratamiento de diversos tipos de aguas residuales, como el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) (Dar *et al.*, 2011; Valipour *et al.*, 2011), lechuga de agua (*Pistia stratioides*) (Lu *et al.*, 2010; Meza *et al.*, 2013), lenteja de agua (*Lemna sp.*) (Ran *et al.*, 2004; Uysal 2013), espadaña (*Typha sp.*) (Marín *et al.*, 2007; Leto *et al.*, 2013) y carrizo común (*Phragmites australis*) (Gupta *et al.*, 2012), entre otras, mostrando la gran versatilidad de esta tecnología de tratamiento biológico.

En este trabajo se evaluó el tratamiento biológico de aguas

residuales domésticas crudas en microcosmos contruidos artificialmente (cubetas de vidrio) y provistos de la planta acuática *Eichhornia crassipes*, aplicando flujo semicontinuo y tasas de renovación del afluente de 25, 50 y 75 %.

TÉCNICAS EXPERIMENTALES

AGUA RESIDUAL UTILIZADA EN LOS ENSAYOS DE TRATABILIDAD

El agua residual doméstica utilizada en la presente investigación fue obtenida de la ciudad de Riohacha, Guajira colombiana, específicamente de la estación de bombeo 3, ubicada en el barrio José Antonio Galán, la cual envía estos residuos líquidos sin tratamiento previo a la zona occidental de franja de playas de la costa, mediante un emisario final. Esta ciudad tiene una población de 169.311 habitantes y una extensión territorial de 3.120 km².

La muestra de agua residual se disponía en recipientes plásticos de 20 L y era transportada inmediatamente al laboratorio sin ningún sistema de conservación dada la cercanía al sitio donde se encontraban los sistemas experimentales. Semanalmente se realizaba la caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua residual de entrada (afluente) a los microcosmos.

PLANTAS ACUÁTICAS UTILIZADAS

Las plantas *E. crassipes* fueron recolectadas de un jagüey de la zona urbana de Riohacha (Colombia) y seleccionadas por su tamaño para tener una biomasa semejante en cada microcosmo. Estas plantas fueron sometidas a un periodo de aclimatación de dos meses antes de iniciar la fase experimental, en agua proveniente del acueducto municipal “libre de cloro residual” con aporte de nutrientes, para la adaptación a las condiciones ambientales del sistema de tratamiento.

SISTEMA EXPERIMENTAL

Los sistemas de tratamiento para cada tasa de renovación y sus respectivos controles se diseñaron por triplicado, de tal manera que se utilizaron seis microcosmos para cada fase de tratamiento de las aguas residuales domésticas (figura 1), constituidos por cubetas de vidrio de 0,25 m de ancho; 0,75 m de largo; 0,45 m de profundidad y un volumen de 0,084 m³, de acuerdo a lo sugerido por Reed *et al.* (1995). Tres de estas cubetas fueron provistas de ocho plantas adultas de *E. crassipes* (tratamiento), mientras que las tres restantes permanecieron sin plantas (control). En ensayos previos, utilizando densidades mayores de esta planta, se obtuvo alta

eficiencia para el tratamiento de estos afluentes (Mendoza *et al.*, 2016).

El sistema de tratamiento se mantuvo a la intemperie, protegido de lluvias eventuales por una malla plástica a modo de vivero, en las adyacencias del laboratorio del Instituto de Aprovechamiento del Agua y Estudios Ambientales (INESAG) de la Universidad de la Guajira (Colombia).

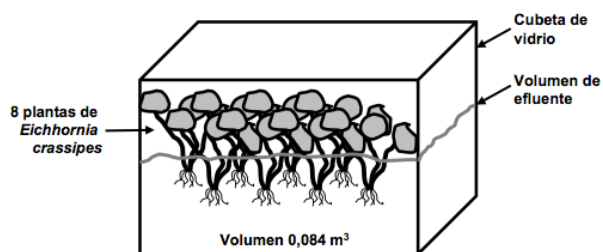


Figura 1. Esquema de los microcosmos utilizados para el tratamiento de aguas residuales domésticas usando *E. crassipes*

El monitoreo de las muestras en los ensayos experimentales fue realizado en tres fases, teniendo en cuenta que se aplicaron tasas de renovación del agua residual que alimentaba al sistema de 75, 50 y 25 % (alimentación semicontinua). Se implementó un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 7 días para un total de 225 días de experimentación. El agua residual que se evaporaba durante los ensayos se restituía con agua desionizada, con la finalidad de mantener los volúmenes constantes durante el tratamiento.

Cada fase estuvo comprendida por un periodo de 75 días, tiempo estimado para lograr la estabilidad del sistema de tratamiento, dentro del cual se analizaron 10 muestras de cada microcosmo, considerando el TRH establecido (para determinar pH, oxígeno disuelto amonio, ortofosfato, demanda bioquímica y química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, coliformes totales y fecales). Solo se tomaba una muestra dentro de cada unidad experimental (por triplicado se tuvieron las unidades experimentales).

Al momento del análisis de los resultados obtenidos en las figuras, el eje “X o abscisa” representa los diez días en que se recolectaba la muestra durante el tratamiento (75 días); y el eje “Y u ordenada” representa el valor del nivel o concentración de cada parámetro obtenido en los laboratorios o ensayos.

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS

Las muestras de efluente provenientes del sistema de tratamiento bajo experimentación eran analizadas inmediatamente después de recolectadas, determinándose los siguientes parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, mediante los métodos estándares (APHA *et al.*, 2005): pH (método 4500H+B), oxígeno disuelto (método 2500-O-C), amonio (método 4500-NH₃-D), ortofosfato (método 4500-P-E), demanda química de oxígeno (DQO, método 5220D), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅, método 5210B), sólidos suspendidos totales (SST, método 2540E), bacterias coliformes totales y fecales (método 9221E).

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS DE DATOS

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, con la finalidad de determinar las diferencias significativas entre el tratamiento y el control, empleando el programa IBM SPSS Statistics Ver. 20. Antes de realizar el ANOVA se comprobaron tanto la homogeneidad de las varianzas (Test de Bartlett) como la distribución normal de los residuos (Test de Kolmogorov-Smirnov).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

En la tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización fisicoquímica y bacteriológica inicial de las aguas residuales domésticas utilizadas como afluente de las unidades experimentales ensayadas o microcosmos, y su comparación con los límites permisibles de descarga de la República de Colombia. Estos resultados, que corresponden a los promedios de las muestras obtenidas en los tres microcosmos, reflejan que las concentraciones de DBO₅ y DQO no cumplen con las referidas normas (Resolución 631/2015), lo cual justifica la evaluación de tecnologías de tratamiento dirigidas a minimizar los impactos sanitarios y ambientales ocasionados por el vertido de estos efluentes al perfil costero.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Las plantas de *E. crassipes* mostraron signos de adaptación y crecimiento durante los ensayos de tratamiento del agua de entrada o afluente, con la generación de brotes y nuevas hojas, garantizando el desarrollo de los procesos biológicos requeridos para la remoción de los contaminantes.

El análisis de varianza (ANOVA) mostró que las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el efluente final de los microcosmos provistos de *E. crassipes*, fueron significativamente

diferentes ($p < 0,001$) respecto al control (sin plantas), evidenciando la eficiencia del tratamiento biológico para estas aguas residuales.

Tabla 1. Características fisicoquímicas y microbiológicas del agua residual doméstica utilizada durante los ensayos experimentales y límites permisibles para descarga a cuerpos de agua de la normativa colombiana

Parámetro	X±DE	MAYDS/ 2015*
pH	7,746±0,336	6-9
Oxígeno disuelto (mgO ₂ /L)	0,55±0,14	-
Ortofosfato (mgP-PO ₄ ⁻³ /L)	3,041±0,646	-
Amonio (mgN-NH ₄ ⁺ /L)	0,038±0,021	-
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	113,19±22,77	70
DQO (mgO ₂ /L)	237,80±22,43	150
SST (mg/L)	49,13±12,90	70
BCT (NMP/100 mL)	4,21x10 ⁷ ±2,18x10 ⁷	-
BCF (NMP/100mL)	1,74x10 ⁷ ±2,13x10 ⁷	-

X: media aritmética; DE: desviación estándar, $n=30$; DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno; DQO: demanda química de oxígeno; SST: sólidos suspendidos totales; BCT: bacterias coliformes totales; BCF: bacterias coliformes fecales

*para aguas residuales domésticas y no domésticas de los prestadores del servicio público de alcantarillado, con una carga mayor a 3.000 KgDBO₅/día

POTENCIAL DE HIDRÓGENO

El pH medido en las unidades experimentales o microcosmos provistos de plantas, se mantuvo ligeramente por debajo de los observados en el control y afluente, estando cerca de la neutralidad en las tres tasas de renovación aplicadas (figura 2). Las medias aritméticas en los tratamientos con *E. crassipes* fueron de 7,315±0,243;

7,512±0,316 y 7,549±0,538 para las tasas de 25, 50 y 75 %, respectivamente. Los altos niveles de pH en los microcosmos control posiblemente se debieron a la falta de actividad fotosintética que removieran dióxido de carbono y generaran un poder amortiguador en el líquido tratado (Maynard *et al.*, 1999).

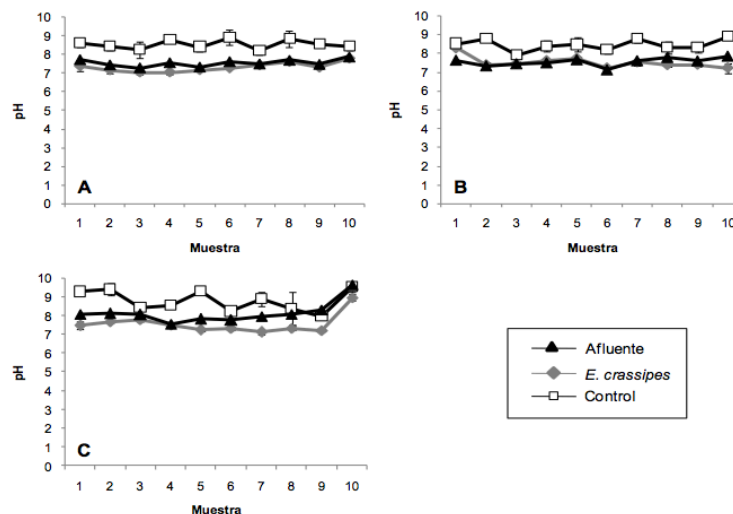


Figura 2. Variabilidad del pH durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para $n=3$

Al comparar los valores de pH de los microcosmos con los límites de la normativa colombiana para vertimiento en cuerpos de agua (6 a 9 unidades: Resolución 631/2015), se revela que los controles estuvieron por encima de los límites, particularmente al aplicar la tasa de renovación de 75 % (figura 2C), mientras que los microcosmos de los tratamientos con plantas estuvieron todos dentro de los valores exigidos en esta norma.

Los niveles de pH establecidos en los microcosmos provistos de plantas fueron adecuados para su desarrollo y crecimiento, garantizando también que los microorganismos asociados a su sistema radicular llevaran a cabo la estabilización de la materia orgánica, además de la solubilización, adsorción y absorción de contaminantes e iones (Gómez *et al.*, 2008).

OXÍGENO DISUELTO

En la figura 3 se observan las variaciones de las concentraciones de oxígeno disuelto en los micro-cosmos

experimentales, cuyos valores medios fueron de $2,08 \pm 0,59$; $2,11 \pm 0,98$ y $1,02 \pm 0,41$ mgO₂/L en los tratamientos con plantas, y de $2,84 \pm 0,82$; $3,03 \pm 1,64$ y $2,95 \pm 1,18$ mgO₂/L en los controles, para las tasas de renovación de 25, 50 y 75 %, respectivamente.

Los valores de oxígeno disuelto fueron mayores en las cubetas control en comparación con las provistas de *E. crassipes*, posiblemente debido al consumo de oxígeno disuelto en los procesos de degradación de materia orgánica y excreción de ciertas sustancias por parte de microorganismos asociados a los sistemas radiculares de las plantas (Coleman *et al.*, 2000). De esta manera, cuando en un sistema de tratamiento existe una concentración adecuada de oxígeno disuelto, este puede ser utilizado por los microorganismos presentes en las raíces de las plantas, produciendo sólidos que floculan y se sedimentan por gravedad (Celis *et al.*, 2005).

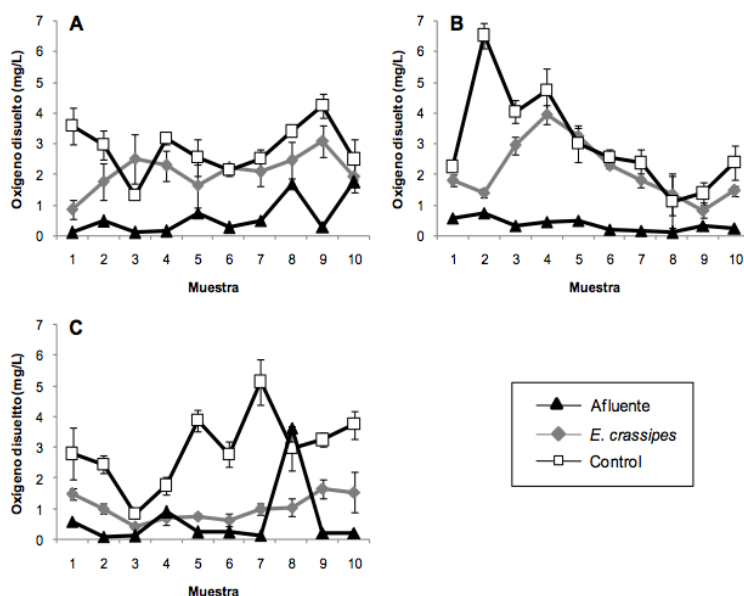


Figura 3. Variabilidad de las concentraciones de oxígeno disuelto durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$

La normativa colombiana no establece valores permisibles de descarga para el oxígeno disuelto; sin embargo, considerando que se requieren por lo general de 3 a 4 mgO₂/L para garantizar la vida de los peces (Romero, 2001), el efluente final del presente estudio podría ser descargado de manera adecuada en un cuerpo de agua receptor, sin ocasionar algún efecto de disminución del contenido de oxígeno disuelto en el mismo.

AMONIO

Las concentraciones más bajas de amonio se presentaron al aplicar la tasa de renovación de 75 %, tanto para el tratamiento ($0,005 \pm 0,003$ mgN-NH₄⁺/L) como para el control ($0,007 \pm 0,007$ mgN-NH₄⁺/L). En las tasas de 25 y 50 %, los valores fueron de $0,008 \pm 0,005$ y $0,015 \pm 0,008$, y de $0,032 \pm 0,038$ y $0,042 \pm 0,049$ mgN-NH₄⁺/L, respectivamente,

para el tratamiento con plantas y control.

En la figura 4 se observan las concentraciones de amonio de las diez muestras obtenidas durante el tratamiento, las cuales fueron menores en los sistemas con plantas respecto al control, tendiendo a disminuir con el tiempo,

particularmente para la tasa de 50 % (figura 4B). La vía de remoción de amonio en los sistemas biológicos aeróbicos es su transformación a nitrato (Song *et al.*, 2010). La normativa colombiana vigente no contempla límite permisible de descarga para amonio (Resolución 631/2015).

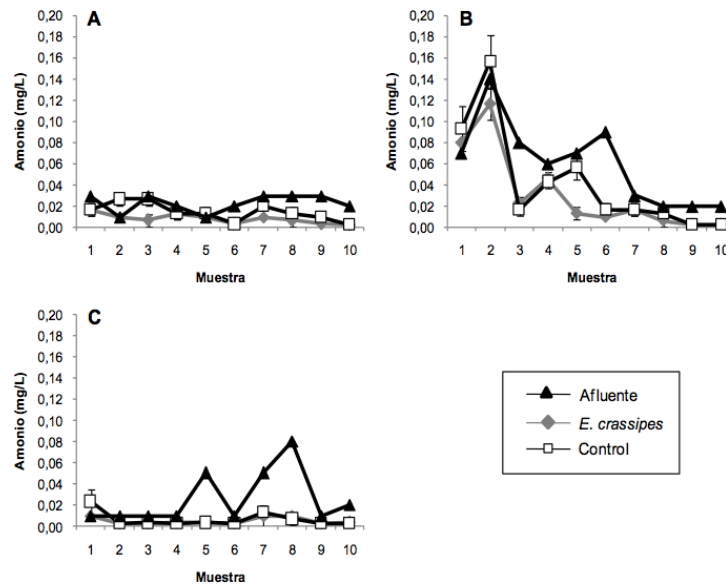


Figura 4. Variabilidad de las concentraciones de amonio durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$

Las remociones de amonio en los microcosmos con plantas estuvieron entre 15 y 87 %, presentándose los mejores valores con la tasa de 75 %. El nitrógeno amoniacal puede ser eliminado por procesos de absorción de la planta (Fox *et al.*, 2008) y por fenómenos de nitrificación realizados por bacterias (Song *et al.*, 2010). Estos resultados son similares a los reportados por Valipour *et al.* (2011), quienes obtuvieron un 74 % de remoción de amonio para aguas residuales domésticas, tratadas en estanques pocos profundos a escala de laboratorio, provistos de *E. crassipes*.

ORTOFOSFATO

Las concentraciones de ortofosfato en las unidades experimentales ensayadas fueron de $3,035 \pm 0,444$; $2,119 \pm 1,588$ y $2,079 \pm 0,949$ mgP- PO_4^{-3} /L en el tratamiento con *E. crassipes*, y de $2,389 \pm 0,885$; $2,647 \pm 1,361$ y $1,942 \pm 0,812$ mgP- PO_4^{-3} /L en el control, para las tasas de renovación de 25, 50 y 75 %, respectivamente. Las variaciones del parámetro durante la fase experimental, se presentan en la figura 5.

La variabilidad de las diez muestras de PO_4^{-3} obtenidas durante el tratamiento por fitorremediación, resulta de su absorción por parte de plantas y microorganismos en diferentes formas iónicas, para su incorporación al metabolismo y/o al proceso de fotosíntesis (Gupta *et al.*, 2012; Yousefi & Mohseni, 2010). De esta manera, las remociones de ortofosfato en las cubetas con plantas fueron de 0,2; 30 y 32 %, para las tasas de 25, 50 y 75 %, respectivamente, obteniéndose los mejores porcentajes en los microcosmos con *E. crassipes* cuya tasa de renovación fue del 50 %. Esta es la condición donde el medio se satura más lentamente en relación con las otras tasas de renovación indicadas arriba, de acuerdo a lo expresado por Karpiscak & Foster (2000) y corresponde a la condición donde las eficiencias de remoción son más altas que en los controles, dada la mejor adaptabilidad de las macrófitas a dicha condición. Los porcentajes de remoción obtenidos en la presente investigación son superiores a los obtenidos por Yousefi & Mohseni (2010), en un estudio con la planta *Iris pseudacorus* para el tratamiento de aguas residuales en humedales de flujo horizontal, donde se alcanzaron remociones de 5 a 12 % de ortofosfato.

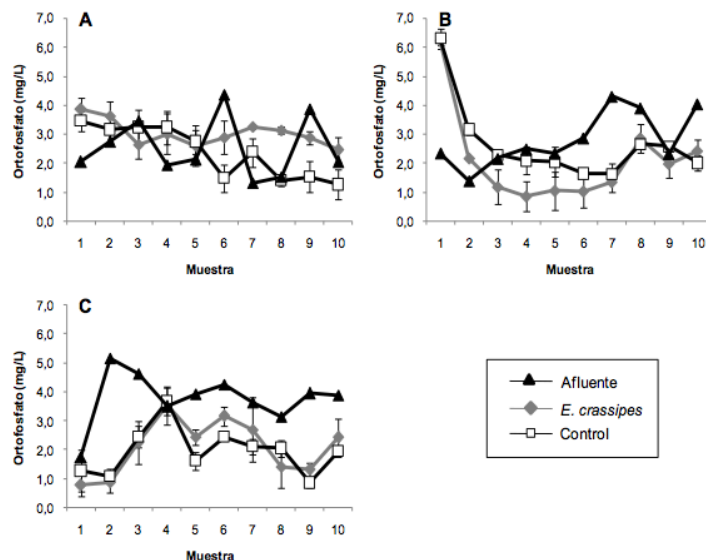


Figura 5. Variabilidad de las concentraciones de ortofosfato durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$

La norma colombiana actual en materia de vertido no contempla límite de descarga para ortofosfato (Resolución 631/2015).

plantas, y de $28,75 \pm 6,72$; $68,39 \pm 48,72$ y $31,62 \pm 12,70$ mgO_2/L sin plantas (control), para las tasas de renovación de 25, 50 y 75 %, respectivamente.

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

La figura 6 representa los diez datos de las concentraciones de materia orgánica, medida como DBO_5 , durante el tratamiento de las aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha, las cuales exhibieron una media aritmética de $21,28 \pm 7,68$; $59,32 \pm 38,91$ y $19,04 \pm 8,65$ mgO_2/L con

En los microcosmos que contienen a *E. crassipes* se registraron valores de DBO_5 ligeramente menores que los correspondientes para los microcosmos control, lo cual, según Arias *et al.* (2010), se puede atribuir a la oxidación bacteriana adicional llevada a cabo por las bacterias que hacen parte de la biopelícula que se forma en las zonas de la planta que están en contacto con el agua residual.

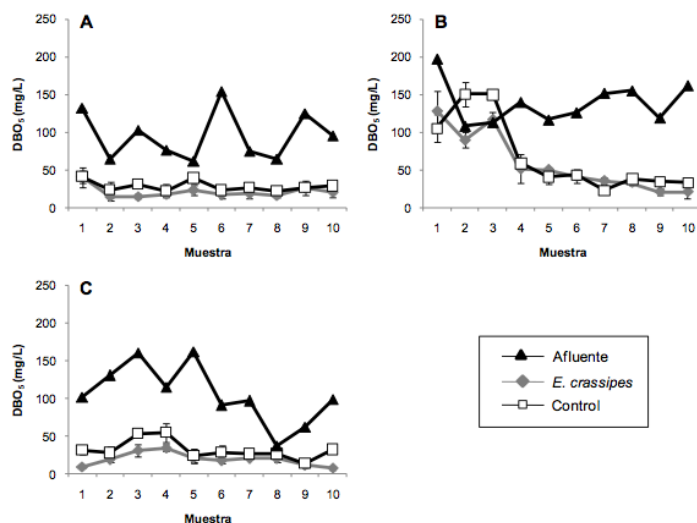


Figura 6. Variabilidad de las concentraciones de DBO_5 durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación 25 %, B: tasa de renovación 50 %, C: tasa de renovación 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$

Durante el tratamiento con *E. crassipes*, todos los valores de DBO₅ del efluente final estuvieron por debajo del límite máximo permisible para descarga a cuerpos de agua de 70 mgO₂/L, señalado en la normativa colombiana (MAyDS/2015).

En cuanto a las remociones de materia orgánica, los resultados muestran valores de 81, 47 y 83 % para la DBO₅ en las cubetas provistas de plantas, cuando se aplicaron las tasas de 25, 50 y 75 %. Estas cantidades resultan comparables a las presentadas por Valipour *et al.* (2011), quienes reportaron remociones expresadas como DBO₅ de 91 %, para aguas residuales domésticas tratadas por fitorremediación. En estos sistemas, la medida de la mgO₂ proporciona información sobre el grado de contaminación orgánica biodegradable.

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

Las concentraciones medias de materia orgánica en el efluente final de las unidades experimentales ensayadas,

medida como DQO, fueron de 45,47±8,55; 91,40±76,98 y 31,30±12,18 mgO₂/L en el tratamiento con plantas, y de 75,93±19,54; 117,87±10⁵,91 y 50,07±11,59 mgO₂/L en el control, para las tasas de renovación de 25, 50 y 75 % (figura 7).

El comportamiento de las medidas de DQO durante los ensayos experimentales mostró estabilidad, particularmente al aplicar las tasas de 25 y 75 %. Esto resultó en la obtención de altas eficiencias de remoción de materia orgánica, cuyos valores en el tratamiento con *E. crassipes* fueron de 81, 61 y 87 %, para las tasas de renovación de 25, 50 y 75 %. La disminución del contenido orgánico (medido como DQO) durante el tratamiento biológico se debe al metabolismo de microorganismos heterotrofos, y también a las reacciones químicas de óxido-reducción en el sistema (Kadlec *et al.*, 2000).

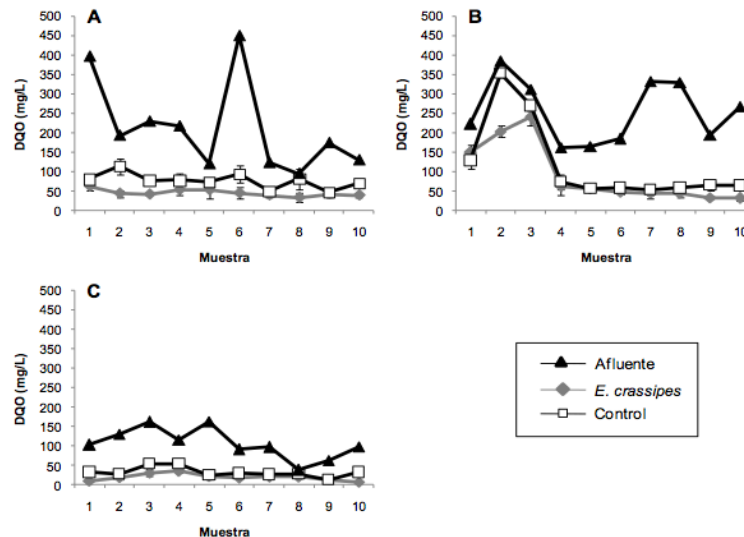


Figura 7. Variabilidad de las concentraciones de DQO durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética ± desviación estándar para n=3

Los valores de remoción de materia orgánica (DQO) obtenidos en el presente estudio superan los presentados por Kao *et al.* (2001), quienes reportaron remociones de 81 % para un humedal construido de flujo superficial a escala real, provisto de las plantas *Pistia stratiotes* y *Phragmites communis*.

Castro *et al.* (2008) indicaron que las bacterias realizan la remoción de los niveles de DQO en sistemas de tratamiento

de aguas residuales, por lo que se puede afirmar que la diferencia entre los niveles de DQO en los microcosmos de tratamiento y control se deben a la remoción adicional llevada a cabo por los microorganismos que se asocian para formar una biopelícula adherida a *E. crassipes* en los microcosmos que contienen dicha macrófita.

Al comparar los valores de DQO de la normativa colombiana con los obtenidos durante el tratamiento de las

aguas residuales domésticas con plantas de *E. crassipes*, se observa que todos se encuentran por debajo del límite de descarga establecido (150 mgO₂/L: Resolución 631/2015).

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

La concentración de SST en las unidades tratadas con planta *E. crassipes* fue de 14,01±8,24 mg/L al aplicar la tasa de 25 %; de 32,40±16,79 mg/L para la tasa de 50 %; y de 16,03±14,86 mg/L para la tasa de 75 %. En el control

los valores medios fueron de 24,20±14,78 mg/L para la tasa de 25 %; de 27,13±17,36 mg/L para la tasa de 50 %; y de 14,77±10,94 mg/L al aplicar la tasa de 75 %.

En la figura 8 se observa que las concentraciones de SST durante el tratamiento de las aguas residuales domésticas no excedieron los valores permisibles establecidos en la normativa ambiental colombiana para descarga (70 mg/L: Resolución 631/2015).

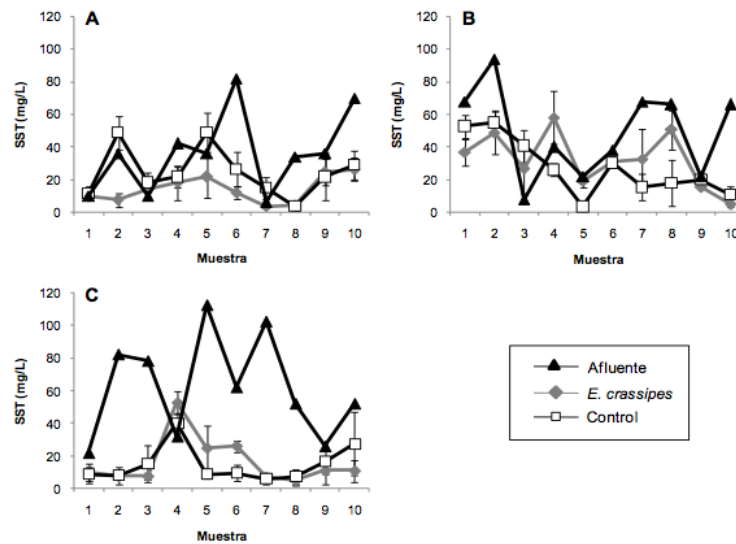


Figura 8. Variabilidad de las concentraciones de SST durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$

Se presentaron altas eficiencias de remoción de SST para el tratamiento con plantas, al aplicarse las tasas de renovación de 25 % (71 %) y 75 % (67 %), mientras que para la tasa de 50 % fue de 34 %. Si bien ha sido reportado que las raíces de las plantas aumentan la remoción de SST, por la reducción de las velocidades de sedimentación y la filtración (Brix 1997), este hecho fue inferido cuando se aplicó la tasa de renovación de 25 % (figura 8A), donde las concentraciones finales de SST en el control fueron mayores que las observadas en el tratamiento con *E. crassipes*, posiblemente debido a la naturaleza y tipo de sólidos presentes (Sawyer *et al.*, 2001).

En los sistemas de tratamiento con *E. crassipes* y sistemas control se lleva a cabo la remoción de sólidos suspendidos debido a la biodegradación de la materia orgánica a partir de microorganismos aeróbicos. Sin embargo, de acuerdo a

lo expresado por Arias *et al.* (2010), en los microcosmos de tratamiento adicionalmente se eliminan los sólidos por sedimentación, decantación, filtración y degradación, a través del conjunto que forman las raíces y rizomas de las plantas que están en contacto con el agua residual, las cuales actúan como soporte pasivo de microorganismos y crean en sus proximidades ambientes propicios para el desarrollo de estos y un área superficial propicia para el desarrollo de biopelículas, en las que crecen bacterias y otros microorganismos.

Las remociones de SST del presente estudio resultan comparables a las encontradas para el tratamiento de aguas residuales domésticas usando *Phragmites sp.* y *E. crassipes*, donde reportan valores de 73 % (Valipour *et al.*, 2009) y 70 % (Valipour *et al.*, 2011), respectivamente.

BACTERIAS COLIFORMES TOTALES

La variabilidad de la densidad de bacterias coliformes totales durante el tratamiento biológico mostró alta reducción con respecto al tiempo (figura 9). Los valores medios en

el tratamiento con plantas fueron de $2,70 \times 10^4 \pm 2,13 \times 10^4$; $6,37 \times 10^4 \pm 8,92 \times 10^4$ y $1,01 \times 10^4 \pm 1,32 \times 10^4$ NMP/100 mL, y en el control de $1,65 \times 10^4 \pm 2,61 \times 10^4$; $4,10 \times 10^4 \pm 6,75 \times 10^4$ y $3,20 \times 10^3 \pm 5,10 \times 10^3$ NMP/100 mL; para las tasas de renovación de 25, 50 y 75 %, respectivamente.

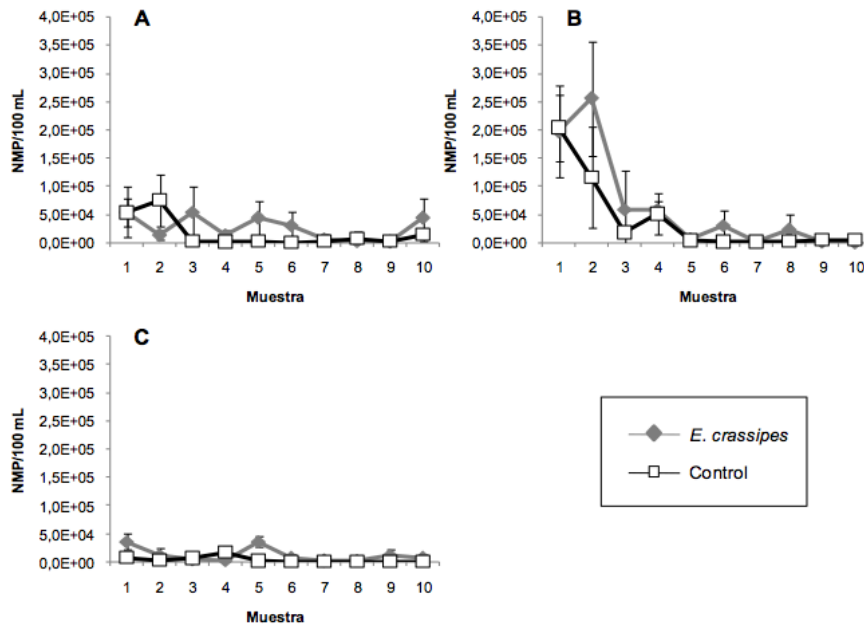


Figura 9. Variabilidad de las bacterias coliformes totales durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación de 25 %, B: tasa de renovación de 50 %, C: tasa de renovación de 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$. Los datos del afluente fueron omitidos debido a su alto valor

Las remociones del contenido de bacterias coliformes totales para el tratamiento con plantas, fueron de 99 %, para las diferentes tasas de renovación aplicadas.

Las remociones fueron similares en los controles, como resultado de la incidencia directa de radiaciones U.V. contenidas en los rayos solares, y debido a que en los sistemas con plantas estas prestan protección a las bacterias impidiendo la acción de la luz (Yukselen *et al.* 2003). Los resultados del presente estudio son superiores a los reportados por Valipour *et al.* (2011) para el tratamiento de aguas residuales domésticas de Irán con *E. crassipes*, cuyas remociones fueron de 96 %.

BACTERIAS COLIFORMES FECALES

En la figura 10 se observa la variabilidad de las densidades de bacterias coliformes fecales, durante el tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Riohacha por fitorremediación, cuyos valores medios fueron de $2,98 \times 10^3 \pm 6,16 \times 10^3$; $1,18 \times 10^4 \pm 1,60 \times 10^4$ y $9,33 \times 10^2 \pm 5,38 \times 10^2$ NMP/100 mL para *E. crassipes*, y de $1,74 \times 10^3 \pm 3,46 \times 10^3$; $7,89 \times 10^3 \pm 1,17 \times 10^4$ y $3,99 \times 10^2 \pm 3,41 \times 10^2$ NMP/100 mL para el control, en las tasas de renovación de 25, 50 y 75 %, respectivamente.

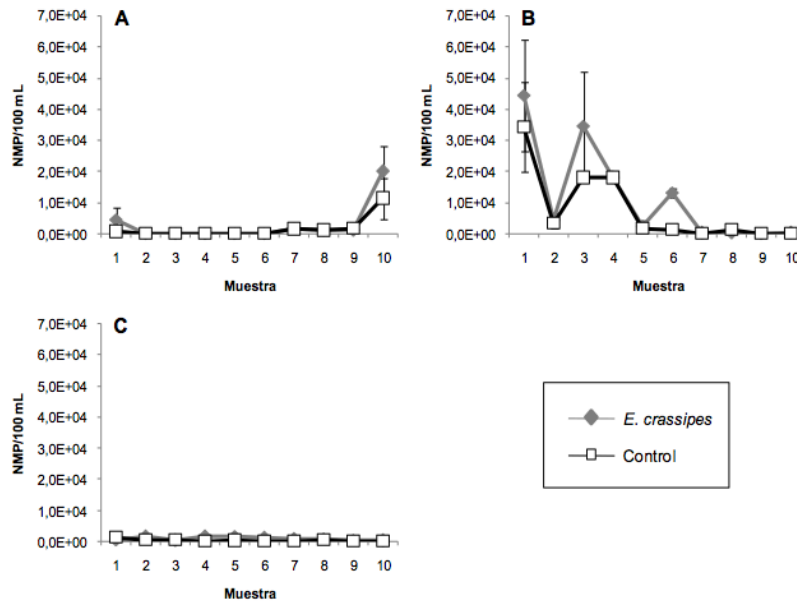


Figura 10. Variabilidad de las bacterias coliformes fecales durante el tratamiento con *E. crassipes*. A: tasa de renovación 25 %, B: tasa de renovación 50 %, C: tasa de renovación 75 %. Las barras verticales indican la media aritmética \pm desviación estándar para $n=3$. Los datos del afluente fueron omitidos debido a su alto valor

Las remociones de bacterias coliformes fecales durante el tratamiento con plantas fueron superiores al 99 %; para las tasas de renovación utilizadas. Los mecanismos de eliminación de bacterias en los sistemas de fitorremediación incluye la sedimentación como parte de los sólidos en suspensión, la inactivación por acción de la luz del sol, la actividad propia de las bacterias en el agua, así como las condiciones ambientales específicas (Katsoyiannis & Samara, 2004).

CONCLUSIONES

Los microcosmos provistos de la planta acuática *E. crassipes* garantizaron las condiciones ambientales para el mantenimiento de los niveles de pH y oxígeno disuelto dentro de los rangos óptimos, facilitando la actividad biológica y, por ende, la estabilización de la materia orgánica.

La alta eficiencia de remoción de materia orgánica, medida como DBO₅ y DQO, originó un efluente final que cumplió con la legislación colombiana vigente, en materia de vertido a cuerpos de agua naturales. También el contenido de SST cumplió con los límites permisibles de la norma ambiental.

La densidad inicial de bacterias coliformes, tanto totales como fecales, fue reducida en un 99 %, generándose un efluente final con una carga bacteriana baja. Asimismo, se

obtuvieron altas remociones de nutrientes (NH_4^+ y PO_4^{-3}).

La tasa de renovación de 75 % fue la más eficiente para la remoción de nutrientes, materia orgánica y bacterias coliformes, como resultado de la intensificación de la actividad biológica dentro de los microcosmos con plantas.

REFERENCIAS

- ALEXANDER, R. B., SMITH, R. A. (2006). Trends in the nutrient enrichment of U.S. rivers during the late 20th century and their relation to changes in probable stream trophic conditions. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2); pp. 639-654.
- APHA, AWWA, WEF. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th Edition. Washington: American Public Health Association. 1427 p.
- ARIAS, S., BETANCUR, F., GÓMEZ, G., SALAZAR, J., HERNÁNDEZ, M. (2010). Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas. *Informador técnico.* 74; pp. 12-22
- BRIX, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Technol.* 35; pp. 11-17.

- BRIX, H., ARIAS, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25; pp. 491-500.
- CAI, T., PARK, S. Y., LI, Y. (2013). Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 19; pp. 360-369.
- CASTRO, F., FERNÁNDEZ, N., CHÁVEZ, M. (2008). Disminution of the COD in formation waters using bacterial stocks. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia*. 31(3); pp. 246-255.
- CELIS, J., JUNOD, J., SANDOVAL, M. (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria* 14(1); pp. 17-25.
- COLEMAN, J., HENCH, K., SEXSTONE, A., BISSONNETTE, G., SKOUSEN J. (2000). Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetland. *Water, Air and Soil Pollution* 128; pp. 283-295.
- DAR, S. H., KUMAWAT, D. M., SINGH, N., WANI, K. A. (2011). Sewage treatment potential of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Res. J. Environ. Sci.* 5(4); pp. 377-385.
- FOX, L. J., STRUIK, P. C., APPLETON, B. L., RULE, J. H. (2008). Nitrogen phytoremediation by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Water, Air and Soil Pollution* 194; pp. 199-207.
- FRERS, C. (2008). El uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales. *Observatorio Medioambiental* 11; pp. 301-305.
- GÓMEZ, S. E., GUTIÉRREZ, D. C., HERNÁNDEZ, A. M., HERNÁNDEZ, C. Z., LOSADA, M., MANTILLA, P. C. (2008). Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por *Pseudomonas* en suelos contaminados por hidrocarburos. *NOVA Publicación Científica en Ciencias Biomédicas* 6(9); pp. 76-84.
- GUPTA, P., ROY, S., MAHINDRAKAR, A. B. (2012). Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass - A Review. *Resources and Environment* 2(5); pp. 202-215.
- KADLEC, R., KNIGHT, R., VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P., HABERL, R. (2000). Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation. Scientific and Technical Report Series. 156 p.
- KAO, C. M., WANG, J. Y., LEE, H. Y., WEN, C. K. (2001). Application of a constructed wetland for non-point source pollution control. *Wat. Sci. Technol.* 44; pp. 585-590.
- KARPISCAK W., FOSTER A. (2000). Nutrient and heavy metal uptake and storage in constructed wetland systems in Arizona wetland systems for water pollution control. *Wat. Sci. Technol.* 3; pp. 1271-1278.
- KATSOYIANNIS, A., SAMARA, C. (2004). Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal. *Wat. Res.* 38; pp. 2685-2698.
- LETO, C., TUTTOLOMONDO, T., LA BELLA, S., LEONE, R., LICATA, M. (2013). Effects of plants species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius L.* and *Typha latifolia L.* in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering* 61(Part A); pp. 282-291.
- LU, Q. (2009). Evaluation of aquatic plants for phytoremediation of eutrophic stormwaters. Ph. D Thesis. Florida-USA: University of Florida. 127 p.
- LU, Q., HE, Z. L., GRAETZ, D. A., STOFFELLA, P. J., YANG, X. (2010). Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes L.*). *Environ. Sci. Poll. Res.* 17; pp. 84-96.
- MARÍN, J. C., LÓPEZ, A., BEHLING, E., RINCÓN, N., DÍAZ, A., FERNÁNDEZ, N. (2007). Humedales construidos para el tratamiento de drenajes de una mina carbonífera. *Ciencia* (15)1; pp. 21-34.
- MAYNARD, H. E., OUKI, S. K., WILLIAMS, S. C. (1999). Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. *Water Research* 33(1); pp. 1-13.
- MENDOZA, Y., CASTRO, F., MARÍN, J., BEHLING, E. (2016). Phytoremediation as an alternative to domestic wastewater treatment from Riohacha city (Colombia). *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería de LUZ (en arbitraje)*.
- MEZA, M., MARÍN, J. C., BEHLING, E., COLINA, G., RINCÓN, N., POLO, C. (2013). Bioabsorción de Pb (II) y Cr (III) usando la planta acuática *Pistia stratioides*. *Revista de la*

- Facultad de Ingeniería de la UCV 28(3); pp. 19-27.
- RAN, N., AGAMI, M., ORON, G. (2004). A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba L.*) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Wat. Res.* 38(9); pp. 2241-2248.
- REED, S. C., CRITES, R. W., MIDDLEBROOKS, E. J. (1995). *Natural systems for waste management and treatment*. 2nd ed. Ed. McGraw-Hill, Inc. USA. pp. 173-281.
- MAYDS - MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (2015) Parámetros y límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y otras disposiciones, Resolución 631. República de Colombia.
- ROMERO, J. (2001). *Tratamiento de aguas residuales*. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería. 1232 p.
- ROMERO-AGUILAR, M., COLÍN-CRUZ, A., SÁNCHEZ-SALINAS, A. E., ORTIZ-HERNÁNDEZ, L. (2009). Wastewater treatment by an artificial wetlands pilot system: evaluation of the organic charge removal. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 25(3); pp. 157-167.
- SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. (2001). *Química para ingeniería ambiental*. Cuarta edición. Bogotá-Colombia: McGraw-Hill Interamericana S. A. 713 p.
- Song, X., Li, Q., Yan, D. (2010). Nutrient removal by hybrid subsurface flow constructed wetlands for high concentration ammonia nitrogen wastewater. *Procedia Environmental Sciences* 2; pp. 1461-1468.
- UYSAL, Y. (2013). Removal chromium ions from wastewater by duckweed, *Lemna minor L.* by using a pilot system with continuous flow. *Journal of Hazardous Materials* 263(Part 2, 15); pp. 486-492.
- VALIPOUR, A., KALYAN, V., GHOLE, V. S. (2009). A new approach in wetland systems for domestic wastewater treatment using *Phragmites sp.* *Ecological Engineering* 35(12); pp. 1797-1803.
- VALIPOUR, A., RAMAN, V. K., GHOLE, V. S. (2011). Phytoremediation of domestic wastewater using *Eichhornia crassipes*. *J. Environ. Sci. Eng.* 53(2); pp. 183-190.
- YOUSEFI, Z., MOHSENI, A. (2010). Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*. *Ecological Engineering* 36(6); pp. 777-782.
- YUKSELEN, M. A., CALLI, B., GOKYAY, O., SAATCI, A. (2003). Inactivation of coliform bacteria in Black Sea waters due to solar radiation. *Environment International* 29(1); pp. 45-50.

