

REVISTA TECNICA

DE LA FACULTAD DE INGENIERIA
UNIVERSIDAD DEL ZULIA

MARACAIBO - VENEZUELA



Una Revista Internacional Arbitrada
que está indizada en las publicaciones
de referencia y comentarios:

- Science Citation Index (SCIExpanded)
- Compendex
- Chemical Abstracts
- Metal Abstracts
- World Aluminium Abstracts
- Mathematical Reviews
- Petroleum Abstracts
- Zentralblatt Für Mathematik
- Current Mathematical Publications
- MathSci (online database)
- Revenct
- Materials Information
- Periódica
- Actualidad Iberoamericana

Introducción

Las aguas residuales son aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarios, domésticos y de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas [1]. El tratamiento de las aguas residuales es prioritario a nivel mundial, ya que se requiere disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente para preservar la vida del planeta, además de contribuir con el ambiente, la salud y la calidad de vida [2]. En Colombia se tratan las aguas residuales domésticas sólo en 235 de sus 1092 municipios, siendo la municipalidad de Riohacha (La Guajira) una de las localidades donde los residuos líquidos no reciben tratamiento alguno, siendo arrojados directamente al mar, por medio de un emisario submarino. Estas deficiencias en la infraestructura sanitaria local, traen consigo alteración de los ecosistemas costeros, riesgos a la salud, problemas estéticos, sanitarios y ambientales [3].

La fitorremediación es una alternativa de tratamiento económica para aguas residuales en cuanto a operación y mantenimiento, ya que no requiere de energía, es amigable con el ambiente y eficiente para reducir la carga contaminante de las aguas residuales a niveles bajos, para así cumplir con las exigencias de las normas ambientales. Además, es un tratamiento donde se aprovechan los procesos biológicos de las plantas acuáticas y microorganismos (adsorción, absorción, degradación, reacciones redox, acumulación, etc.) para tratar el agua residual [4, 5]. Una de las plantas acuáticas más utilizadas en estos sistemas de tratamiento biológico es *Eichhornia crassipes*, debido a su capacidad de eliminar una gran variedad de contaminantes (nutrientes, metales pesados, sustancias orgánicas, metales radioactivos, derivados del petróleo, otros), que por su naturaleza pueden provocar problemas ambientales [6, 7].

En este estudio se evaluó el tratamiento biológico de aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia), mediante la implementación de unidades a escala de laboratorio provistas de la planta acuática *Eichhornia crassipes*, con el objeto de conocer su eficiencia en la remoción de carga orgánica e indicadores de contaminación fecal.

Parte Experimental

Área de estudio

El Municipio de Riohacha, capital del Departamento de la Guajira, se encuentra localizado en la costa Noreste de Colombia a una altura de 5 msnm, cuenta con una población de 169.311 habitantes y una extensión territorial de 3.120 km².

Agua cruda

El agua cruda se recolectó en la estación de bombeo 3 de la ciudad, la cual envía estos residuos líquidos a la zona Occidental de franja de playas de la costa, mediante un emisario final. Semanalmente este efluente se disponía en recipientes plásticos de 20 L y era transportado hasta el Laboratorio del Instituto de Aprovechamiento de Agua y Estudios Ambientales (INESAG) de la Universidad de la Guajira, donde se montaron las unidades de experimentación.

Unidades de tratamiento

El diseño de las unidades de tratamiento se basó en la composición y dimensionamiento sugerido por Reed *et al.* [8], las cuales estuvieron conformadas por cubetas de vidrio de: 0,25 m de ancho, 0,75 m de largo y 0,45 m de profundidad, y un volumen de 0,084 m³. Para los ensayos se emplearon seis unidades; tres de las cuales fueron provistas de agua cruda (30 L) y de 15 plantas adultas de *E. crassipes* (cobertura completa de la superficie de la unidad experimental), mientras que las otras tres sirvieron como controles (30 L de efluente sin plantas).

Las unidades operaron a flujo semicontinuo, aplicándose tasas de renovación del efluente de 75, 50 y 25% (tres fases independientes) y un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 7 días. Por ejemplo: para la tasa de renovación de 75%, cada 7 días se extraían 22,5 L de efluente tratado y se reponían con agua cruda. Cada fase experimental se extendió por un período de 75 días, para un tiempo total de 225 días.

El sistema de tratamiento se mantuvo a la intemperie, protegido de lluvias eventuales por una malla plástica a modo de vivero. El efluente que se evaporaba durante los ensayos, se restituía con agua desionizada, con la finalidad de mantener los volúmenes constantes durante el tratamiento. Semanalmente, se realizaba la caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua cruda (afluente).

Las plantas acuáticas *E. crassipes* fueron recolectadas de un jagüey (lagunas artificiales para animales) cercano a la ciudad, se transportaron al laboratorio en recipientes plásticos con agua del lugar. Posteriormente, fueron aclimatadas durante unos dos meses antes de iniciar el tratamiento, en recipientes con agua de chorro sin cloro y nutrientes. Durante los ensayos, el crecimiento de las plantas era mantenido por eliminación de las hojas secas.

Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

Las muestras de agua cruda y de efluente tratado eran analizadas inmediatamente después de recolectadas, determinándose los siguientes parámetros fisicoquímicos

y microbiológicos, mediante los métodos estándares [9]: pH (método 4500H+B), oxígeno disuelto (método 2500-O-C), amonio (método 4500-NH₃-D), ortofosfato (método 4500-P-E), demanda química de oxígeno (método 5220D), demanda bioquímica de oxígeno (método 5210B), coliformes totales y fecales (método 9221E). El pH y oxígeno disuelto fueron analizados diariamente *in situ*, mientras que el resto de los parámetros se midió una vez por semana (afluente y efluente), de acuerdo con el TRH establecido (7 días).

Análisis estadísticos

Se utilizó el programa IBM SPSS Statistics Ver. 20, para realizar un análisis de varianza (ANOVA) de una vía y la prueba *a posteriori* de Tukey, con la finalidad de determinar las diferencias significativas entre el tratamiento y el control. 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 del agua cruda

La caracterización fisicoquímica y bacteriológica inicial de las aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha, mostró que las concentraciones de DBO₅ (113,19±23,87 mg/L) y DQO (237,88±356,21 mg/L) no cumplen con los límites permisibles de descarga de la República de Colombia [10], además del alto contenido de bacterias coliformes (4,10x10⁷±2,18x10⁷ NMP/100 mL), por lo que amerita un tratamiento de adecuación antes de su disposición sobre el perfil costero.

Tratamiento de fitorremediación

Las concentraciones medias de los parámetros

fisicoquímicos y microbiológicos en el efluente de las unidades provistas de *E. crassipes*, fueron significativamente diferentes ($p<0,001$) respecto al control (sin plantas).

Potencial de hidrógeno

El pH en las unidades con *E. crassipes* fue cercano a la neutralidad, para las tasas de renovación de 25, 50 y 75%, con valores medios de 7,196±0,234; 7,396±0,321 y 7,238±0,357; respectivamente (Tabla 1). En la Figura 1 se observa que el pH en las unidades con plantas, registró valores más bajos que en el control, donde el pH se mantuvo en 8,556±0,314; 8,454±0,284 y 8,779±0,247; para las tasas de renovación aplicadas. El afluente presentó un valor medio de 7,735±0,364 unidades de pH, durante el período de estudio.

Los valores de pH en las unidades con plantas no excedieron los contemplados en la normativa Colombiana para descarga (5-9 unidades) [10]; valor que si fue sobrepasado ocasionalmente por el efluente del control (Figura 1). Así mismo, niveles de pH óptimos (6-8) garantizan la supervivencia de los microorganismos alojados en las raíces de las plantas [11], para que puedan llevar a cabo la estabilización de la materia orgánica, adsorción y absorción de los contaminantes e iones [12].

El comportamiento del pH fue influenciado por la presencia de plantas ($p<0,001$), pero no por la tasa de renovación aplicada, debido a que las plantas acuáticas generan una actividad biológica favorable (adsorción, absorción, acumulación, otros), es decir, mayor eficiencia en la descomposición y biodegradación de materia orgánica, lo cual origina una disminución del pH [13]. Adicionalmente, la actividad fotosintética de las plantas produce oxígeno y remueve CO₂ del sistema, generando poder amortiguador adicional [14].

Tabla 1. Comparación de valores medios de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el efluente tratado con *E. crassipes*, de acuerdo con la tasa de renovación aplicada (%).

Parámetro	Control (sin plantas)			Tratamiento (con plantas)		
	25%	50%	75%	25%	50%	75%
pH	8,556 ^{b,c}	8,454 ^b	8,779 ^c	7,196 ^a	7,396 ^a	7,238 ^a
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,839 ^b	3,034 ^b	2,950 ^b	2,507 ^b	2,311 ^b	1,266 ^a
Amonio (mg/L)	0,014 ^{a,b}	0,041 ^c	0,005 ^{a,b}	0,009 ^{a,b}	0,020 ^b	0,002 ^a
Ortofosfato (mg/L)	2,389 ^c	2,647 ^c	1,942 ^{b,c}	1,417 ^{a,b}	0,915 ^a	0,986 ^a
DQO (mg/L)	75,93 ^{a,b,c}	117,87 ^c	50,07 ^a	55,63 ^{a,b}	95,47 ^{b,c}	39,93 ^a
DBO (mg/L)	28,75 ^a	68,39 ^b	31,62 ^a	18,34 ^a	57,45 ^b	21,29 ^a
Coliformes totales (NMP/100 mL)	1,65x10 ^{4a}	4,08x10 ^{4a}	3,91x10 ^{3a}	3,51x10 ^{4a}	3,94x10 ^{4a}	2,67x10 ^{4a}
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	1,74x10 ^{3a}	7,88x10 ^{3a,b}	4,97x10 ^{2a}	1,25x10 ^{3a}	1,08x10 ^{4b}	1,51x10 ^{3a}

Letras diferentes en una misma fila representan diferencia estadística según Prueba de Tukey ($p<0,05$).

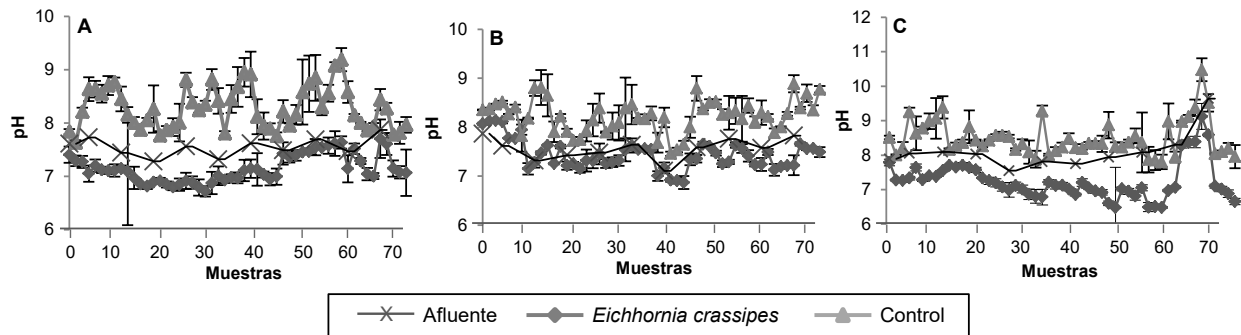


Figura 1. Comportamiento del pH durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%.

Oxígeno disuelto

En la Figura 2 se observa que los niveles de oxígeno disuelto en las unidades con *E. crassipes*, al aplicar las tasas de 25, 50 y 75%, fueron de $2,5078 \pm 1,428$; $2,311 \pm 1,632$ y $1,266 \pm 0,822$ mg/L (Tabla 1). Las mediciones de oxígeno en el control fueron de $2,839 \pm 2,012$; $3,034 \pm 2,047$ y $2,950 \pm 1,662$ mg/L, para 25, 50 y 75% de renovación, respectivamente. En el afluente se ubicó en $0,484 \pm 0,271$ mg/L. Las unidades con plantas registraron valores de oxígeno menores que las de control ($p < 0,001$), como posible resultado de la biodegradación aeróbica de las sustancias orgánicas excretadas por las raíces, así como de las hojas, raíces y tallos muertos [15].

Otra de las ventajas de los sistemas de fitorremediación es que las raíces de las plantas aportan oxígeno atmosférico por difusión a través de los tallos y hojas, permitiendo condiciones aeróbicas, de modo que los microorganismos de metabolismo aerobio pueden usar oxígeno para la transformación bioquímica de la materia orgánica y nutrientes [16].

Amonio

En las unidades provistas de *E. crassipes*, el amonio presentó concentraciones finales de $0,009 \pm 0,003$ mg/L para la tasa de 25%, de $0,020 \pm 0,227$ mg/L para la tasa de 50% y de $0,002 \pm 0,003$ mg/L para la tasa de 75% de renovación (Tabla 1). En la Figura 3 se observa que los valores de amonio fueron menores en las unidades con plantas, con relación al control, con concentraciones de $0,014 \pm 0,011$; $0,041 \pm 0,014$ y $0,005 \pm 0,003$ mg/L; para las tasas de 25, 50 y 75%, respectivamente. El contenido inicial de amonio en el afluente era de $0,036 \pm 0,045$ mg/L, para el periodo de muestreo. Los valores finales de amonio no excedieron el límite permisible de descarga (10 mg/L) establecido en la norma [10], lo cual garantiza que dicho nutriente no actúe como tóxico para los peces, evitando además, su posible oxidación mediante nitrificación, consumiendo el oxígeno disuelto de las aguas receptoras [5].

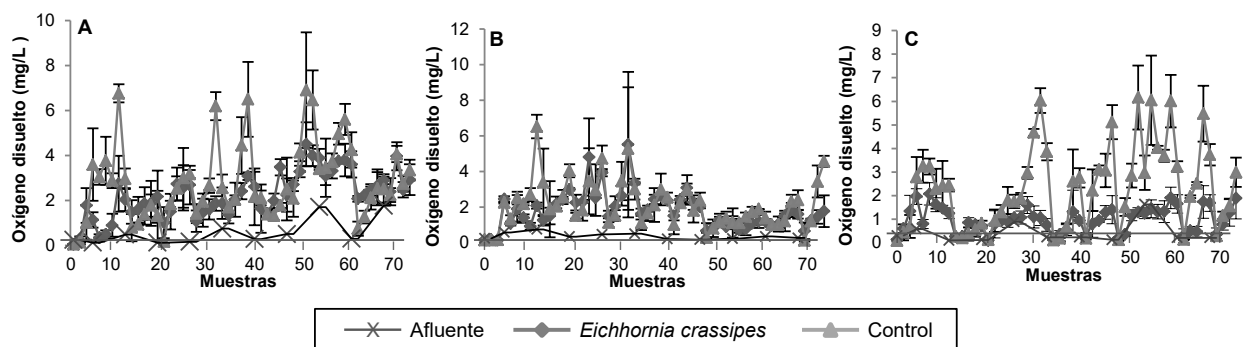


Figura 2. Comportamiento del oxígeno disuelto durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%.

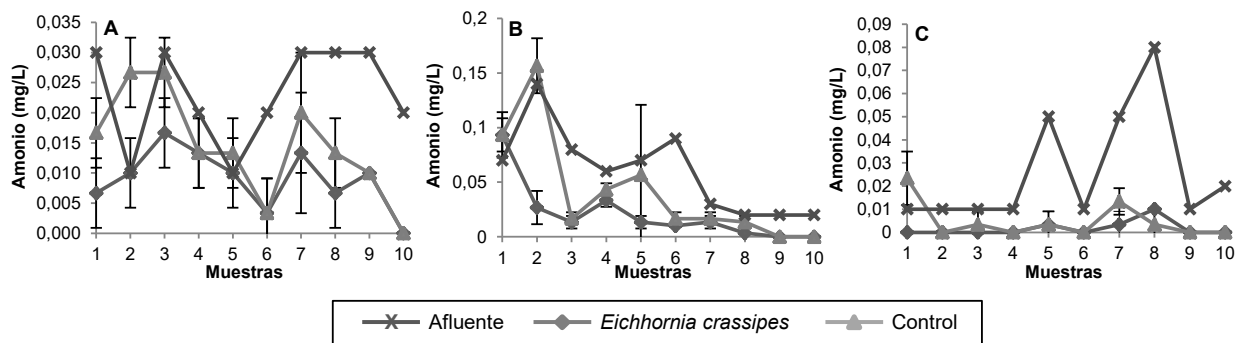


Figura 3. Comportamiento del amonio durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%.

El amonio presentó una buena remoción durante el tratamiento, obteniéndose porcentajes de hasta 99,9%, tanto en los sistemas con plantas como en el control. La eliminación de amonio ocurre por dos vías principales: asimilación por las plantas del sistema y proceso de nitrificación/desnitrificación [17], para lo cual deben existir concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 1 mg/L, pH entre 7 a 8 y limitación de sustancias tóxicas [18], como lo observado en este estudio.

Ortofosfato

En las unidades con plantas se observaron valores medios de ortofosfato de 1,417±0,954; 0,915±0,741 y 0,986±0,653 mg/L, para las tasas de renovación de 25, 50 y 75% (Tabla 1), mientras que en los controles fueron mayores (2,389±1,327; 2,647±1,741 y 1,942±1,527 mg/L, respectivamente). El afluente presentó una concentración media de 3,042±1,540 mg/L. En la Figura 4 se observa que al aplicar la tasa de 50%, de manera general se cumplió con el límite permisible de la normativa ambiental para descarga (5 mg/L) [10].

Se obtuvieron diferencias significativas para las concentraciones finales de ortofosfato, con respecto a la tasa de renovación aplicada ($p < 0,001$). Para la tasa de 25%, las unidades con plantas registraron remociones de 6,4 a 79,6%; siendo mucho más eficientes que las unidades control (6,6 a 45,4%). El mayor porcentaje de remoción de PO_4^{3-} se obtuvo en la tasa de 50%, con valores de hasta 93,1% (con plantas) y de 42,3% (control). Una importante cantidad de este nutriente también fue removida al aplicar la tasa de 75%, encontrándose valores de hasta 87,5% (con plantas) y de 72,8% (control). Estos resultados pudieran indicar la capacidad máxima de la biomasa de plantas contenida en las unidades (15 plantas adultas), en cuando a la absorción de fosfatos (tasa de renovación de 50%). Los mecanismos de eliminación del fósforo que imperan en estos sistemas pueden ser de tres tipos: adsorción, absorción por la planta y la asimilación microbiana [19, 20].

Demanda química de oxígeno

Las unidades con plantas exhibieron concentraciones medias de 55,63±9,41; 95,47±11,21 y 39,93±6,84 mg/L (Figura 5), mientras en el control fueron de 75,93±8,21;

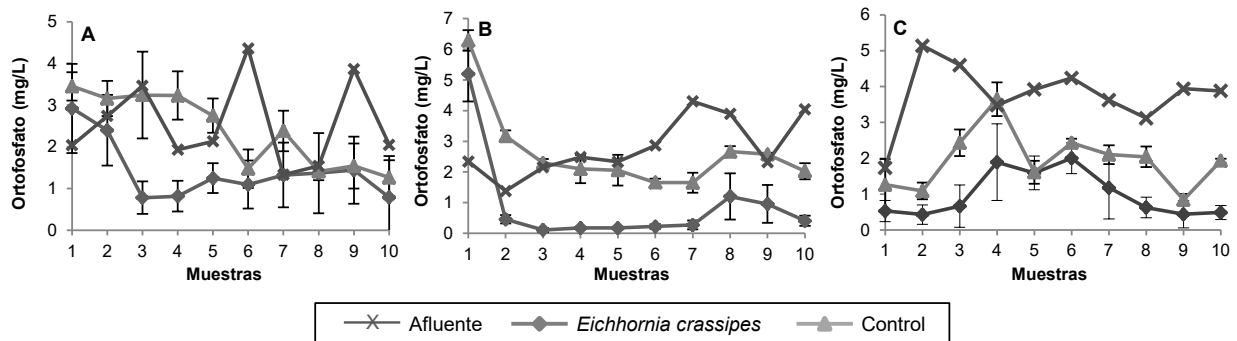


Figura 4. Comportamiento del ortofosfato durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%.

117,87±15,11 y 50,07±8,52 mg/L (25, 50 y 75% de renovación, respectivamente, Tabla 1). Los resultados permiten determinar que la capacidad de remoción de materia orgánica (DQO), fue dependiente de la presencia de plantas (y microorganismos asociados) ($p < 0,001$) en las unidades experimentales (actividad biológica del sistema) [1]. En todos los casos, las concentraciones finales de DQO estuvieron por debajo del valor máximo establecido en la normativa ambiental para descarga (400 mg/L) [10].

La remoción de materia orgánica, medida como DQO, fue mayor en las unidades provistas con *E. crassipes* (91,1; 89,8 y 93,9%), con relación a los controles (89,0; 82,6 y 89,2%), para tasas de 25, 50 y 75%, respectivamente. Es notorio que las plantas son un factor determinante para la actividad microbiana y la degradación de la materia orgánica presente en el efluente doméstico. Zhao *et al.* [21], reportaron remociones de materia orgánica (como DQO) menores a 68% en un sistema de humedales construido, para efluentes con diferentes proporciones de C/N. La eliminación de materia orgánica es realizada por los microorganismos que viven adheridos al sistema

radicular de las plantas, también se remueve una parte por sedimentación. Numerosos estudios indican el efecto positivo de las macrófitas acuáticas en este proceso [5, 19, 22, 23].

Demanda bioquímica de oxígeno

Durante el tratamiento se obtuvieron concentraciones finales de 18,34±6,74; 57,45±9,41 y 21,29±6,33 mg/L en las unidades con plantas, y de 28,75±9,45; 68,39±12,34 y 31,62±10,20 mg/L en los controles (renovación de 25, 50 y 75%, respectivamente) (Tabla 1, Figura 6). De esta manera, se obtuvieron mayores valores de remoción en las unidades con *E. crassipes* respecto al control. En todos los casos se cumplió con el límite máximo de descarga establecido en la norma Colombiana (200 mg/L) [10].

En las unidades con *E. crassipes* la remoción de materia orgánica (como DBO₅), alcanzó un valor de 89,8%; mientras que en los controles fue de 81,8% (25% de renovación). Para la tasa de 50% los porcentajes de remoción fueron: 91,6% (con plantas) y 81,1% (control). Finalmente, con la tasa de 75%, la eficiencia de remoción fue de hasta 91,6% (con plantas) y 82,4% (control). La

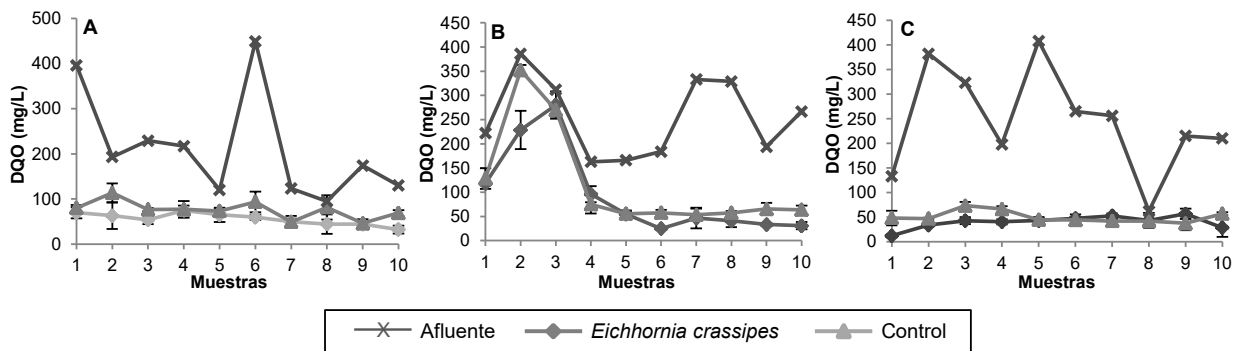


Figura 5. Comportamiento de la DQO durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%.

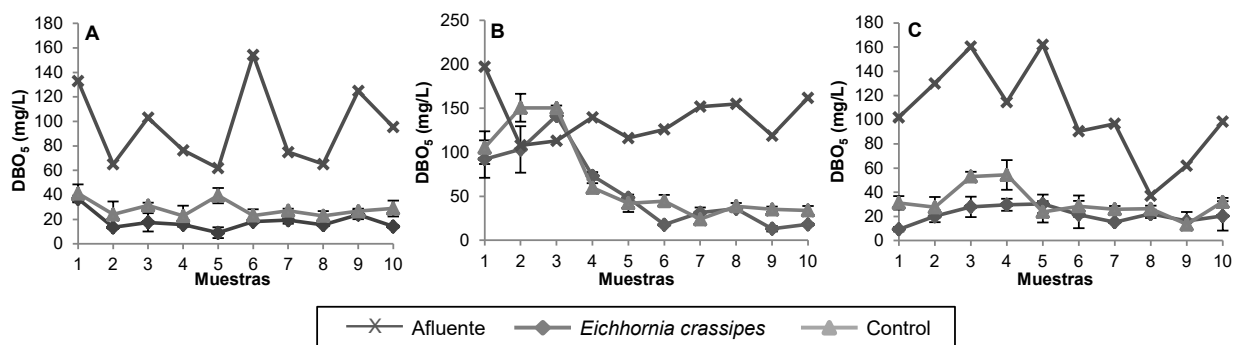


Figura 6. Comportamiento de la DBO₅ durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%.

superficie de contacto que tienen las raíces de las plantas con el agua residual, permite una actividad depuradora por medio de los microorganismos adheridos a dicha superficie o por las raíces directamente [15, 22, 24].

Coliformes totales

Las densidades medias de coliformes totales en las unidades fueron de $3,51 \times 10^4$; $3,94 \times 10^4$ y $2,67 \times 10^4$ NMP/100 mL (con plantas), y de $1,65 \times 10^4$; $4,08 \times 10^4$ y $3,91 \times 10^3$ NMP/100 mL (control), para las tasas de 25, 50 y 75% de renovación (Tabla 1, Figura 7). La proporción mayoritaria de bacterias en las unidades con plantas, fue posiblemente resultante de la acción inhibitoria de los rayos solares sobre los recipientes desprotegidos (sin plantas), además de que las raíces propician el desarrollo de microbiota [11, 19]. Durante el periodo de estudio, en el agua cruda se encontró un valor medio de coliformes totales de $4,10 \times 10^7 \pm 2,18 \times 10^7$ NMP/100 mL.

Los valores finales de coliformes totales en las unidades con plantas excedieron el valor permisible para la descarga de la norma Colombiana ($2,00 \times 10^4$ NMP/100 mL) [10], requiriéndose un postratamiento de desinfección. Sin embargo, se lograron obtener remociones de hasta 99,9%; para esta condición de experimentación. La presencia de

bacterias coliformes está relacionada con la cantidad de nutrientes, salinidad y temperatura del agua, los cuales determinan las condiciones para su proliferación [25].

Coliformes fecales

En el afluente inicial la densidad de coliformes fecales se ubicó en $1,74 \times 10^7 \pm 2,13 \times 10^7$ NMP/100 mL. Para los efluentes tratados fueron de $1,25 \times 10^3$; $1,08 \times 10^4$ y $1,51 \times 10^3$ NMP/100 mL en las unidades con plantas, y de $1,74 \times 10^3$; $7,88 \times 10^3$ y $4,97 \times 10^2$ NMP/100 mL en los controles, para tasas de renovación de 25, 50 y 75%, respectivamente (Tabla 1, Figura 8).

De manera general, el efluente de las unidades provistas de *E. crassipes* excedió el límite permisible de descarga de la norma ambiental ($2,00 \times 10^3$ NMP/100 mL) [10], por lo que se recomienda un postratamiento de desinfección. No obstante, la remoción de bacterias coliformes fecales fue mayor al 99,9%, en todas las tasas de renovación aplicadas. Estos resultados son comparables a los reportados por Sawaitayothin y Polprasert [26], quienes obtuvieron remociones de bacterias coliformes fecales superiores a 99%, durante el tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario municipal en un sistema de humedales construido.

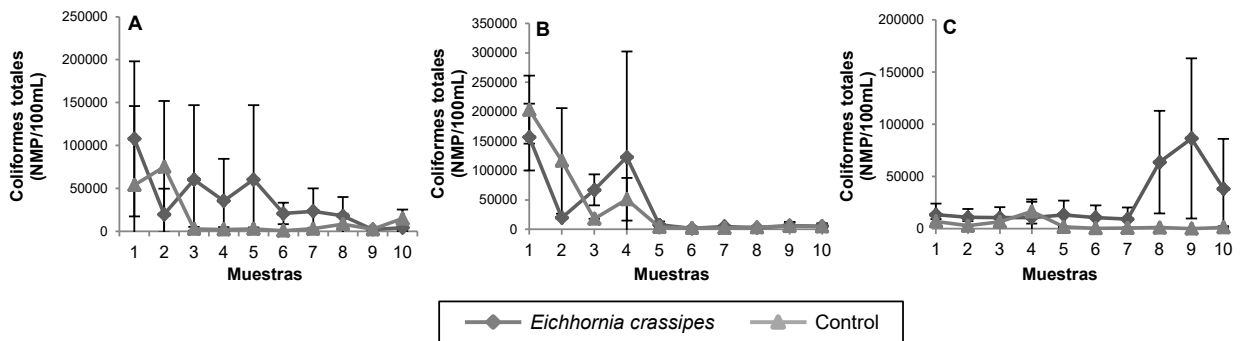


Figura 7. Comportamiento de coliformes totales durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%. Los datos del afluente fueron omitidos debido a su alto valor.

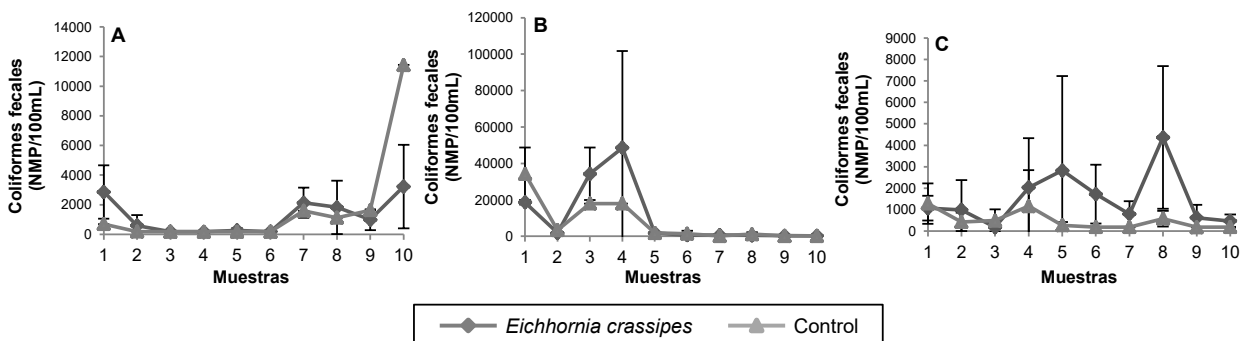


Figura 8. Comportamiento de coliformes fecales durante el tratamiento con *Eichhornia crassipes*. A: tasa de renovación de 25%, B: tasa de renovación de 50%, C: tasa de renovación de 75%. Los datos del afluente fueron omitidos debido a su alto valor.

Conclusiones

La calidad del efluente doméstico tratado, mediante el uso de la planta acuática *E. crassipes*, logró cumplir con los límites permisibles establecidos en la normativa Colombiana para la descarga en aguas superficiales, excepto para bacterias coliformes totales y fecales (remoción de 99%), por lo que se recomienda un postratamiento de desinfección.

El régimen hidráulico aplicado (flujo semicontinuo) en las unidades experimentales, determinó el contenido de ortofosfato y materia orgánica (DQO, DBO₅ y coliformes) del efluente final, obteniéndose altos porcentajes de remoción de las variables fisicoquímicas y microbiológicas para todas las tasas de renovación estudiadas. En este sentido, se estima que la tasa de renovación de 75% es la óptima para el tratamiento de estos efluentes, considerando que se puede procesar un mayor volumen en un menor tiempo.

La fitorremediación, mediante el uso de plantas acuáticas como *E. crassipes*, es una alternativa eficiente y viable para el tratamiento de las aguas residuales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia).

Referencias Bibliográficas

- [1] Rodríguez J. y Durán C.: "Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de banco". *Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)*, Vol. 21, No. 1 (2006) 25-33.
- [2] Romero-Aguilar M., Colín-Cruz A., Sánchez-Salinas A. E. and Ortíz-Hernández L.: "Wastewater treatment by an artificial wetlands pilot system: evaluation of the organic charge removal". *Rev. Int. Contam. Ambient.*, Vol. 25, No. 3 (2009) 157-167.
- [3] Orozco A.: "Levantamiento sanitario de las cabeceras municipales de Riohacha, Uribá, Albania, el Molino y Urumita del Departamento de La Guajira (Colombia)". Consultado: 13 de Junio de 2011. Disponible en: <http://www.Roboroz.Ca/Riofiles/Riohacha-General.htm>.
- [4] Cai T., Park S. Y and Li Y.: "Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects". *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 19 (2013) 360-369.
- [5] Vymazal J.: "The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development". *Wat. Res.*, Vol. 47 (2013) 4795-4811.
- [6] Lara G., Yeomans J., Ulloa O. y Kojima K.: "Efecto del nuevo sistema de tratamiento de residuos sépticos en el funcionamiento del humedal artificial del relleno sanitario de la Universidad Earth". *Tierra Tropical*, Vol. 3, No. 2 (2007) 173-181.
- [7] Romero M., Álvarez M. y Álvarez A.: "Los factores ambientales como determinantes del estado de salud de la población". *Revista Cubana Higiene Epidemiología*, Vol. 45, No. 2 (2007) 1-5.
- [8] Reed S. C., Crites R. W. and Middlebrooks E. J.: "Natural systems for waste management and treatment", 2nd ed, Ed. McGraw-Hill, Inc., USA, 1995.
- [9] APHA, AWWA and WEF: "Standard methods for the examination of water and wastewater", 21th Edition, American Public Health Association, Washington, 2005.
- [10] Resolución 631: "Parámetros y límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y otras disposiciones", Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República de Colombia, 2015.
- [11] Benefield L. and Randall C.: "Biological process design for wastewater treatment", Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, USA, 1980.
- [12] Gómez S. E., Gutiérrez D. C., Hernández A. M., Hernández C. Z., Losada M. and Mantilla P. C.: "Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por *Pseudomonas* en suelos contaminados por hidrocarburos". *NOVA Publicación Científica en Ciencias Biomédicas*, Vol. 6, No. 9 (2008) 76-84.
- [13] Chen S. W., Kao C. M., Jou C. R., Fu Y. T. and Chang Y. I.: "Use of a constructed wetland for post-treatment of swine wastewater". *Env. Eng. Sci.*, Vol. 25, No. 3 (2008) 407-417.
- [14] Maynard H. E., Ouki S. K. and Williams S. C.: "Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance". *Wat. Res.*, Vol. 33, No. 1 (1999) 1-13.
- [15] Coleman J., Hench K., Sexstone A., Bissonnette G. and Skousen J.: "Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetland". *Wat. Air Soil Pollut.*, Vol. 128 (2000) 283-295.
- [16] Olguín E. J., Sánchez-Galván G. and Pérez-Pérez T.: "Assessment of the phytoremediation potential of *Salvinia minima* Baker compared to *Spirodela polyrrhiza* in high-strength organic wastewater". *Wat. Air Soil Pollut.*, Vol. 181 (2007) 135-147.

- [17] Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA): "Manual de depuración de aguas residuales urbanas". Zaragoza, España. IDEASAMARES. 2010.
- [18] Hammer D. A.: "Constructed wetlands for wastewater treatment municipal, industrial and agricultural". Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 1989.
- [19] Zhang Z., Rengel Z. and Meney K.: "Interactive effects of nitrogen and phosphorus loadings on nutrient removal from simulated wastewater using *Schoenoplectus validus* in wetland microcosms". *Chemosphere*, Vol. 72 (2008) 1823-1828.
- [20] Luederitz V., Eckert E., Lange-Weber M., Lange A. and Gersberg R. M.: "Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands". *Ecol. Eng.*, Vol. 18 (2001) 157-171.
- [21] Zhao Y. J., Liu Z. B., Shang W. G., Ouyang Y. and An S. Q.: "Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage". *Bioresour. Technol.*, Vol. 101, No. 6 (2010) 1693-1700.
- [22] Vymazal J. and Kröpfelová L.: "Removal of organic in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience". *Sc. Total Env.*, Vol. 407, No. 13 (2009) 3911-3922.
- [23] Vymazal J.: "The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience". *Ecol. Eng.*, Vol. 18 (2002) 633-646.
- [24] Meza M., Marín J., Behling E., Colina G., Rincón N. y Polo C.: "Bioabsorción de Pb (II) y Cr (III) usando la planta acuática *Pistia stratioides*". *Revista de la Facultad de Ingeniería U.C.V.*, Vol. 28, No. 3 (2013) 19-27.
- [25] Montiel M., Zambrano J. L., Castejón O., Oliveros C. y Botero L.: "Indicadores bacterianos de contaminación fecal y colifagos en el agua de la Laguna de Sinamaica, Estado Zulia, Venezuela". *Ciencia*, Vol. 13, No. 3 (2005) 292-301.
- [26] Sawaitayothin V. and Polprasert C.: "Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate". *Bioresour. Technol.*, Vol. 98, No. 3 (2007) 565-570.

Recibido el 13 de Febrero de 2015
En forma revisada el 27 de Junio de 2016



UNIVERSIDAD
DEL ZULIA

REVISTA TECNICA

DE LA FACULTAD DE INGENIERIA
UNIVERSIDAD DEL ZULIA

Vol. 39. N°2, Agosto 2016_____

*Esta revista fue editada en formato digital y publicada en Agosto de 2016, por el **Fondo Editorial Serbiluz**, Universidad del Zulia. Maracaibo-Venezuela*

www.luz.edu.ve
www.serbi.luz.edu.ve
produccioncientifica.luz.edu.ve