

EVALUACIÓN DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL COMO TRATAMIENTO PARA EFLUENTES SINTÉTICOS DE TENERÍA

Beatriz González (beluci_gad@hotmail.com)

Graciela Torrealba (gracielatorrealba05@gmail.com)

Eudimar Lameda (eudimar_244@hotmail.com)

Ma. Gabriela Pire (maria.pire@ucla.edu.ve)

Luisa Molina-Quintero (luisamolina@ucla.edu.ve)

Ma. Carolina Pire-Sierra (mcpirre@ucla.edu.ve)

Resumen

Los efluentes generados en las tenerías son muy contaminantes debido a la elevada cantidad de reactivos químicos requeridos para transformar las pieles de animales en cueros. En la presente investigación se evaluó la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) de un humedal artificial como tratamiento para efluentes sintéticos con características similares a los de una tenería, además se determinó la presencia de bacterias heterótrofas y su relación con la remoción de DQO. El humedal de flujo subsuperficial plantado con la especie *Phragmites* sp. fue construido en un recipiente rectangular (30 cm x 50 cm x 35 cm), usando grava (0,5-1 cm) como medio de soporte. Se evaluó la remoción de DQO para tiempos de retención hidráulica de 4 y 7 días. Se obtuvo que el humedal fue capaz de remover 84% de DQO del efluente sintético cuando la concentración inicial fue de 4183 mg DQO/L, además para este tratamiento se obtuvo la mayor concentración de bacterias heterótrofas en la rizósfera. No se obtuvo diferencia entre los tiempos de retención hidráulica utilizados, por lo que se recomendó usar 4 días. Finalmente, en el humedal artificial se evidenció el establecimiento de bacterias heterótrofas en la rizósfera y sustrato, en mayor concentración que el agua, que pudieran estar ayudando en la remoción de DQO en dicho sistema.

Palabras clave: Humedal artificial, tenería, efluente sintético, DQO, bacterias heterótrofas.

EVALUATION OF ARTIFICIAL WETLAND FOR THE TREATMENT OF A SYNTHETIC TANNERY EFFLUENT

Abstract

Tannery wastewaters are highly polluting due to the high amount of chemical reagents required to transform animal skins to leather. In this research the efficiency of an artificial wetland for chemical oxygen demand (COD) removal was evaluated as a treatment of a synthetic effluent with characteristics similar to tannery effluent. Besides the presence of heterotrophic bacteria and its relation to the removal of COD was determined. The subsurface flow wetland was planted with *Phragmites* sp. It was built in a rectangular container (30 cm x 50 cm x 35 cm), using gravel (0.5-1 cm) as a media support. COD removals were evaluated for hydraulic retention times of 4 and 7 days. It was obtained that the wetland was able to remove 84% of the COD from the synthetic effluent when the initial concentration was 4183 mg COD/L, in addition to this the highest concentration of heterotrophic bacteria in the rhizosphere was obtained also for same treatment. No difference between the hydraulic retention times used was obtained, so it is recommended to use 4 days. Finally, in the artificial wetland it was evident the establishment of heterotrophic bacteria in the rhizosphere and substrate that could be helping in the removal of COD in the system.

Keywords: Artificial wetland, tannery, synthetic effluent, COD, heterotrophic bacteria.

Las aguas residuales son resultado de actividades humanas o industriales, que en su evacuación traen residuos de origen animal, vegetal y/o químicos (Palta-Prado y Morales-Velasco, 2014). Por tal motivo, dichas aguas pueden contener numerosos microorganismos patógenos que producen enfermedades, así como nutrientes, que estimulan el crecimiento de plantas acuáticas y, por último, compuestos químicos y físicos que son perjudiciales para el ambiente.

Particularmente, los efluentes de las tenerías contienen altas concentraciones de materia orgánica (carbohidratos, lípidos, proteínas), sales de amonio, sulfuro de sodio, cromo, entre otros. Por lo tanto, el sector curtidor es considerado como uno de los más contaminantes a nivel industrial, por lo que para su depuración son utilizados diversos tratamientos tanto primarios, secundarios (biológicos) como terciarios. En la actualidad existen sistemas de tratamiento de aguas residuales desde primarios, que mejoran las características físicas, hasta terciarios, que permiten el reúso del agua en diferentes actividades, la complejidad del tratamiento determina el costo del mismo (Metcalf y Eddy, 2013).

En Venezuela, cada vez son más los recursos destinados a velar por el cumplimiento de las regulaciones establecidas para el vertido y tratamiento final de las aguas residuales. El Decreto 883 y la Ley de Aguas, constituyen el marco regulatorio vinculado con los efluentes líquidos industriales y domésticos en Venezuela (MARNR, 1995).

Entre las tecnologías de bajo costo más utilizadas están los humedales artificiales, tanto superficiales, como subsuperficiales (Palta-Prado y Morales-Velasco, 2014). Estos han traído grandes beneficios en la depuración de aguas residuales tanto domésticas como industriales, porque se ha conseguido una remoción o disminución de sus contaminantes, alcan-

zando niveles aceptables para su vertimiento en cuerpos de agua, disminuyendo significativamente la contaminación y/o alteración de los cuerpos receptores. Recientemente, se han probado para el tratamiento de los efluentes de las tenerías (Calheiros, Rangel y Castro, 2014).

Los humedales artificiales o construidos son sistemas biológicos de tratamiento que simulan una zona de transición entre el ambiente terrestre y el acuático, pero que son específicamente construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, bajo condiciones controladas de ubicación, dimensionamiento y capacidad de tratamiento. Los humedales se han catalogado como “sistemas naturales de tratamiento”, por tal motivo, resulta ser una tecnología altamente atractiva para ser aplicada en el tratamiento de aguas residuales, por su versatilidad y rentabilidad económica (Romero-Aguilar, Colín-Cruz, Sánchez-Salinas y Ortiz-Hernández, 2009 citado por Salgado-Bernal, Martínez-Sardiñas, Carballo-Valdés, Cruz-Arias y Durán-Domínguez, 2012). Estos sistemas son usados como fitoremedición, en los que las plantas se encargan de remover diversos tipos de contaminantes, tanto como metales, pesticidas, aceites, hidrocarburos, nutrientes, entre otros (Zhang, Zhenga y Sharp, 2010).

Los constituyentes básicos de los humedales son los microorganismos, plantas emergentes o macrófitas y el sustrato, en estos componentes se desarrollan procesos físicos, químicos y biológicos que permiten la degradación de la materia orgánica e hidrocarburos, así como la remoción de nitrógeno, metales, pesticidas y patógenos, mediante su absorción y/o adsorción (Zhang, Zhenga y Sharp, 2010).

Según Delgadillo, Camacho, Pérez y Andrade (2010), la aplicación de estos sistemas naturales también reducen los costos en el tratamiento de aguas

residuales, teniendo ventajas sobre los demás sistemas biológicos y fisicoquímicos, que requieren la utilización de productos químicos de elevado costo que contaminan el ambiente y a pesar de que pueden ser instalados en pequeñas extensiones, necesitan un monitoreo y mantenimiento constante, incrementando costos, a diferencia de, los humedales que no necesitan de gran inversión para su construcción, puesta en marcha, mantenimiento y casi nulo gasto de energía.

El objetivo general de la presente investigación fue evaluar la eficiencia de remoción de DQO de un humedal artificial como tratamiento para efluentes sintéticos de tenería. Además de la evaluación fisicoquímica, fue importante conocer la presencia de los microorganismos asociados a la rizósfera y sustrato del humedal para poder establecer una posible relación con la remoción de variables como la DQO.

Materiales y métodos

Descripción del efluente

Para esta investigación se preparó un efluente sintético con características similares al de una tenería en cuanto a la DQO, nitrógeno amoniacal, fósforo

y cromo. El efluente fue preparado con cloruro de amonio, cromo trivalente, acetato de sodio y fosfato diácido de sodio. Las proporciones de los contaminantes del efluente sintético fueron similares a los de un efluente sedimentado generado en una tenería ubicada en el estado Lara en la antigua carretera que comunicaba a Barquisimeto y Carora. Esta empresa funciona de forma discontinua por lo que el agua residual resulta de la combinación de los tres procesos principales llevados a cabo en la empresa (pelambre + curtido + teñido-desengrase).

Durante la investigación se probaron diferentes concentraciones de DQO para la alimentación de los humedales, comenzando con concentraciones bajas y al cabo de dos semanas se incrementaba la concentración del efluente sintético hasta lograr alimentar el sistema con DQO similares o superiores a las del efluente real de la tenería, cuya DQO en promedio era de 5584 mg/L (Freytez-Boggio, Silva, Pire-Sierra, Molina-Quintero y Pire-Sierra, 2015). En la Tabla 1 se muestra la composición del agua sintética utilizada durante las diferentes etapas de la investigación en función de la DQO promedio.

Tabla 1
Composición del efluente sintético utilizado en el humedal artificial plantado con *Phragmites sp.*

Componente	DQO promedio en el agua sintética		
	≈69,8 mg/L	≈4183,4 mg/L	≈9476,3 mg/L
NaCH ₃ COO (g/L)	0,50	10,43	20,94
NH ₄ Cl (g/L)	0,10	0,20	0,37
Cr(NO ₃) ₃ .9H ₂ O (g/L)	0,005	0,006	0,007
NaH ₂ PO ₄ (g/L)	0,05	0,05	0,05

Fuente: Los autores (2016).

Caracterización del agua residual

Se realizó una caracterización fisicoquímica al agua residual sintética donde se obtuvieron las concentraciones de Demanda Química de Oxígeno (DQO), pH, Alcalinidad, y Conductividad Eléctrica (C.E.). Los análisis se realizaron siguiendo la metodología establecida en el método estándar para el análisis de aguas y aguas residuales (APHA-AWWA-WEF, 2013). Para la determinación de la DQO se utilizó el método volumétrico de reflujo cerrado (SM-5220), la alcalinidad se basó en un método volumétrico (SM-2320 B), por último, se usaron electrodos para el pH (SM-4500 HB) y para la conductividad eléctrica.

Caracterización de las macrófitas

La planta macrófita utilizada en el humedal artificial fue *Phragmites* sp. (nombre común: carrizo) se seleccionaron según sus características físicas, completamente sanas, es decir, sin lesiones en su estructura, ni manchas, además se consideró que fueran simi-

lares en cuanto a altura y número de hojas. Las plantas fueron medidas con un instrumento graduado (regla) para la determinación de la altura y la determinación del número de hojas se realizó mediante un conteo directo.

Conformación del Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial

El humedal artificial fue elaborado a escala de laboratorio utilizando un recipiente rectangular de vidrio con dimensiones de 30 cm x 50 cm x 35 cm. El relleno empleado fue de gravas de diferentes granulometrías que se dispusieron dentro del recipiente por capas. En el fondo se colocó una capa de arena de 2,7 cm, seguida por una de grava media con granulometría entre 0,5 y 1 cm. Finalmente, se dispuso una capa de sustrato orgánico conformado por tierra abonada y aserrín de 7 cm de altura donde fueron sembradas las macrófitas. El humedal constó de grava gruesa (2-3 cm) que se dispuso a los costados del recipiente ocupando 6 cm de cada lado (Figura 1).

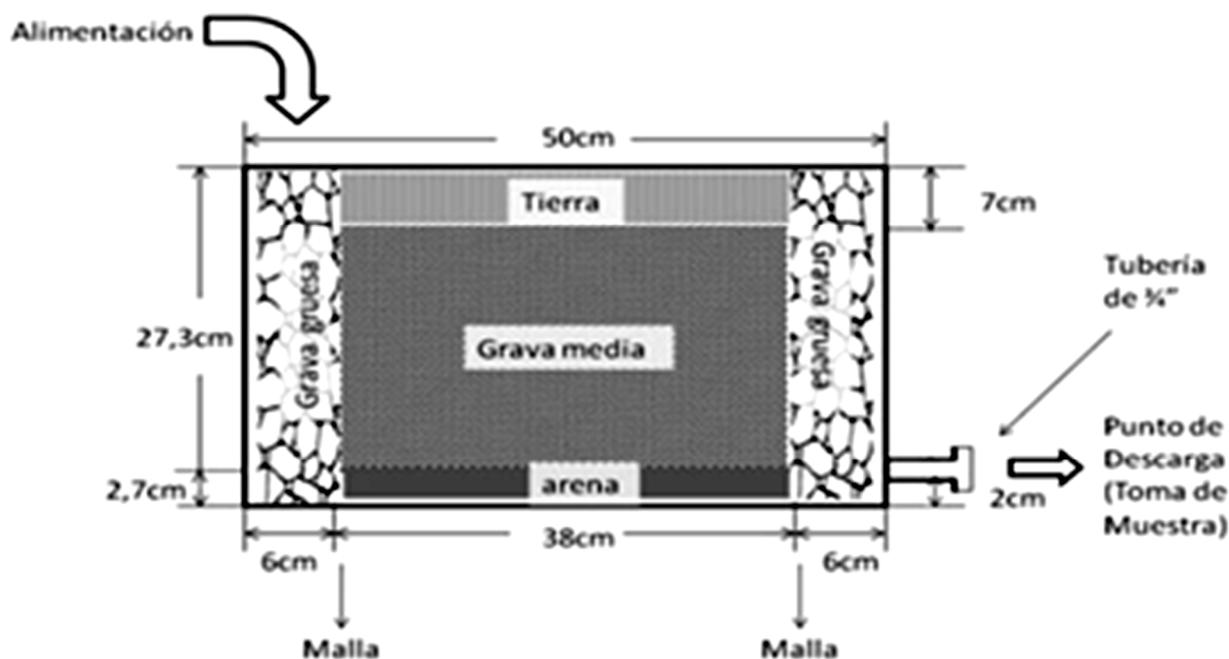


Figura 1. Componentes del humedal artificial de flujo subsuperficial. Fuente: Los autores (2016).

Operación del sistema

Determinación del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH). La determinación del tiempo de retención hidráulico (TRH) se realizó en función de la eficiencia de remoción de DQO en cada tratamiento probado. Para ello, se agregó el efluente sintético al sistema mediante carga manual hasta alcanzar el volumen de trabajo para el humedal (12 L), conservando el flujo subsuperficial (nivel de llenado 2 ó 3 cm por debajo de la capa orgánica). El tiempo de retención máximo probado se fijó en 7 días. Se tomaron muestras de 350 mL en el punto de descarga al día 4 y 7 del inicio del tratamiento, siguiendo la metodología señalada por Romero-Aguilar et al. (2009) citado por Salgado-Bernal, et al. (2012) y adaptada a las condiciones de la presente investigación. Se compararon las concentraciones de DQO a la entrada y salida del humedal para determinar la eficiencia de cada tratamiento en cada TRH.

Recuento de microorganismos. Para determinar el número total de bacterias heterótrofas en el humedal artificial, se realizó el recuento de colonias tanto en el efluente, como en la rizósfera y en el sustrato, luego de un TRH de 7 días, es decir durante los tratamientos T2, T4 y T6. Las muestras se recolectaron de la siguiente manera: 1) muestra de agua de salida del humedal, tomada de tubos PVC por donde sale el agua, 2) muestra de la rizósfera, se realizó un corte con tijeras estériles y se transfirió a un frasco estéril, y 3) muestra de sustrato, gravilla cercana a la rizósfera de las plantas, recolectada con espátulas y pesada en un frasco previamente esterilizado (Romero-Aguilar et al., 2009 citado por Salgado-Bernal et al., 2012).

Para estimar el número de bacterias heterótrofas presentes en el humedal se realizaron diluciones seriadas de las muestras, a partir de 1 mL de agua, 1 g de rizósfera y 1 g de sustrato, respectivamente, en solución salina 0,85% (Romero-Aguilar et al., 2009 citado por Salgado-Bernal et al., 2012). Las muestras de sustrato y rizósfera se mezclaron con ayuda de un agitador mecánico para desprender los microorganismos de las mismas.

Se procedió a agregar 1 mL de cada dilución en placas de Petri estériles, se realizó la técnica de siembra en placa a profundidad con el medio de cultivo Agar Trypticase Soya previamente fundido y mantenido a 45 °C. Cada dilución, de las respectivas muestras, se sembró por triplicado. La máxima dilución realizada fue de 1×10^{-7} . Las condiciones de incubación fueron 37 °C durante 24 h. La cuantificación de colonias se realizó en un cuenta colonias (Québec) en aquellas placas que presentaron crecimiento entre 15 y 300 colonias, con estos datos se realizó el cálculo UFC/mL o UFC/g (Romero-Aguilar et al., 2009 citado por Salgado-Bernal et al., 2012).

Diseño estadístico de la investigación

En el humedal se probaron seis tratamientos (Tabla 2) cuyos resultados fisicoquímicos se analizaron estadísticamente mediante un diseño completamente al azar con arreglo factorial de dos factores, que fueron: TRH y DQO inicial. Se realizaron tres repeticiones de cada tratamiento y los resultados se analizaron mediante un ANOVA y posteriormente se aplicó una prueba de separación de medias de Tukey ($p \leq 0,05$), utilizando el programa estadístico Statistix versión 8.0. Los resultados del resto de las variables evaluadas (alcalinidad, pH y C.E.) se presentaron con estadística descriptiva (tendencia central y desviación estándar).

Tabla 2

Tratamientos probados en el humedal de flujo subsuperficial

Factores/Tratamientos	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Tiempo de retención hidráulica (TRH)	4	7	4	7	4	7
DQO inicial (mg/L)	69,8	69,8	4183,4	4183,4	9476,3	9476,3

Fuente: Los autores (2016).

Por su parte, los análisis microbiológicos realizados por triplicado y representados por el promedio y desviación estándar, fueron validados estadísticamente mediante el programa GraphPad Prism.

Resultados y Discusión

Caracterización y comportamiento general del agua residual usada en el humedal artificial

Las características del efluente sintético con características similares al de la tenería se muestran en la Tabla 3. Se observa que el pH se encontraba inicialmente dentro del rango recomendado para que se realice un tratamiento biológico (6-9 unidades, Metcalf & Eddy, 2013) y se mantuvo dentro de este rango durante el proceso de depuración llevado a cabo en el humedal. Calheiros, Rangel y Castro

(2014) señalan que es indispensable conocer las características iniciales del efluente a tratar en el humedal, ya que a partir de allí es que se definirán procesos de tratamiento que se requieran antes de alimentar el agua residual al humedal.

Durante los tratamientos evaluados se observó una clara tendencia a la disminución de parámetros como la alcalinidad y la conductividad eléctrica. Las variaciones de la alcalinidad están relacionadas con los procesos propios de remoción de nitrógeno, mientras que la disminución de la conductividad eléctrica se relaciona con la disminución de los sólidos disueltos (sales disueltas) presente en el agua residual, principalmente en forma de carbonatos de calcio.

Tabla 3

Características y comportamiento del agua residual durante los tratamientos

Etapa / Parámetro	pH			Alcalinidad (mg/L)			C.E. (µS/cm)		
	T1-T2	T3-T4	T5-T6	T1-T2	T3-T4	T5-T6	T1-T2	T3-T4	T5-T6
Entrada (antes tratamiento)	7	6,8	7,2	400	2050	5200	ND	1612	2397
Salida (TRH: 4d)	T1: 5,2	T3: 6,4	T5: 7,3	T1: 150	T3: 1800	T5: 1700	T1: ND	T3: 1630	T5: 1535
Salida (TRH: 7 d)	T2: 6,8	T4: 7,1	T6: 7,8	T2: 475	T4: 1500	T6: 2400	T2: ND	T4: 510	T6: 2123

ND: No detectable. Menor al límite de detección del método utilizado.

Fuente: Los autores (2016).

En relación a la demanda química de oxígeno (DQO) que fue la variable de estudio, luego de la caracterización del efluente sintético preparado en el laboratorio, se obtuvo que la DQO probada en el T1 representó el 1,3% de la DQO promedio de un

efluente real de tenería, cuya DQO es 5584 mg/L, mientras que la DQO del T2 representó el 74,9% de la DQO real, finalmente, el T3 correspondió a una DQO superior a la DQO real, siendo del 169,7% (Tabla 4).

Tabla 4

Comportamiento de la DQO durante los tratamientos probados en el humedal artificial

Tratamiento / Variable	DQO antes del tratamiento (mg/L)	DQO luego del tratamiento (mg/L)
	prom ± DE	prom ± DE
T1 (69,79 mg/L, 4 d)	69,8 ± 0,30	46,4±0,4
T2 (69,79 mg/L, 7 d)	69,8 ± 0,3	46,4 ± 1,0
T3 (4183 mg/L, 4 d)	4183,4 ± 1298,4	1337,0 ± 1890,0
T4 (4183 mg/L, 7 d)	4183,4 ± 1298,4	816,4 ± 1154,5
T5 (9476,28 mg/L, 4 d)	9476,3 ± 691,4	7758,6 ± 2986,2
T6 (9476,28 mg/L, 7 d)	9476,3 ± 691,4	5572,7 ± 1669,5

DE: Desviación estándar

Fuente: Los autores (2016).

Por su parte, el comportamiento de la DQO durante los tratamientos del efluente sintético en el humedal artificial se muestra en la Tabla 4. Se puede observar que sólo los T1 y T2 lograron generar un efluente cuya DQO fuera inferior a 350 mg/L, que es el límite máximo de descarga a cuerpos de agua naturales permitido en la normativa ambiental venezolana (MARNR, 1995). En el resto de los tratamientos se observa disminución en la DQO en la descarga del humedal, indicando que algún proceso biológico, físico y/o químico ocurrió durante el TRH utilizado, logrando la metabolización, sedimentación o reacción que generó la remoción neta de la materia orgánica.

La remoción de la materia orgánica es debida principalmente a la descomposición por parte de los microorganismos adheridos a las raíces, restos vegetales y al medio de soporte (grava), así como a los microorganismos suspendidos en la columna de agua del humedal. Es preciso señalar que los sistemas na-

turales se sirvieron de la morfología de sus raíces para llevar a cabo dicha remoción, como lo evidencia Lee, Fletcher y Sun (2009), quienes afirman que las raíces proporcionan un área ideal para la formación de biopelícula, responsable de metabolizar la materia orgánica y otros nutrientes.

Eficiencia de remoción de la DQO durante los tratamientos probados

La evaluación de la eficiencia de remoción de DQO en el humedal plantado con *Phragmites sp.* mostró que los T3 y T4, en los que se probó la concentración de 4183,4 mg/L que representa el 74,9% de la DQO real de un efluente de tenería, lograron los mayores porcentajes de remoción con 78,9% ($P \leq 0,05$) siendo estadísticamente superiores al resto de tratamientos probados, que no mostraron diferencia estadística entre ellos (Tabla 5).

Tabla 5

Eficiencia de remoción de la DQO durante los tratamientos evaluados en el humedal artificial plantado con Phragmites sp

Factores evaluados	Concentración (DQOe)			Promedio Remoción DQO (%)	
	69,8 (mg/L)	4183,4 (mg/L)	9476,3(mg/L)		
TRH	4 d	T1: 33,7 %	T3: 73,8 %	T5: 28,5 %	45,3 a
	7 d	T2: 33,7 %	T4: 84,0 %	T6: 32,3 %	50,0 a
Promedio Remoción DQO (%)	33,7 b	78,9 a	30,4 b		

Letras diferentes entre columnas representan diferencia estadística de las concentraciones, mientras que letras diferentes entre filas representan diferencia significativa para el TRH, según Tukey ($p \leq 0,05$).

T: Tratamiento probado (Tabla 2). Fuente: Los autores (2016).

En relación a la eficiencia de remoción de los T1 y T2 se presume que el límite de detección del método volumétrico para medir la DQO fue el responsable de no poder cuantificar de manera más precisa la remoción de este contaminante. Por su parte, para los T5 y T6 que emplearon la mayor concentración inicial de DQO (9476,28 mg/L), se observó la inhibición del proceso de depuración y por tanto, disminución en la eficiencia de remoción de la DQO; se presume que la DQO inicial representó una concentración muy elevada de materia orgánica y su efecto fue dañino o tóxico para el humedal, notándose su gradual deterioro desde la segunda semana del tratamiento.

Al respecto, Calheiros, Rangel y Castro (2014) trabajaron con humedales alimentados con aguas residuales provenientes de tenerías, logrando tolerar cargas orgánicas de 3800 kg/ha·d, señalaron que concentraciones superiores inhibieron el crecimiento de las macrófitas y afectaron negativamente el funcionamiento del humedal. En el caso del presente estudio cuando se alimentó el humedal con 12 L de agua sin-

tética con DQO de 9476,3 mg/L y 4 ó 7 días de tiempo de retención hidráulica, se observó la inhibición y el deterioro total e irreversible del sistema.

En relación a los tiempos de residencia evaluados, se obtuvo que el TRH no mostró diferencia significativa entre los dos tiempos probados ($P < 0,05$), representando que el tratamiento de 4 días de TRH es suficiente para retirar la fracción de la DQO susceptible a removerse a través de este sistema biológico (Tabla 5), esto significa que TRH superiores no mejoraron la eficiencia del tratamiento.

En el mismo orden de ideas, la DQO es una medida aproximada a la cantidad de materia orgánica biodegradable y no biodegradable de una muestra de agua, que en condiciones naturales puede ser biodegradada paulatinamente, es decir, oxidada hasta CO_2 y H_2O , a través de un proceso que puede tardar desde pocas semanas hasta unos cientos de años, dependiendo del tipo de materia orgánica presente en la muestra y de las condiciones de la oxidación (Romero-Aguilar et al., 2009 citado por Salgado-Bernal et al., 2012).

Finalmente, los resultados obtenidos en la presente investigación permiten ampliar el rango de concentraciones de DQO que un sistema subsuperficial de flujo horizontal es capaz de soportar para lograr una remoción significativa de DQO. Al hacer la comparación con el efluente real de la tenería cuya concentración promedio de DQO es 5584 mg/L, se obtuvo que el humedal probado fue capaz de remover hasta 84% de esta variable cuando la DQO inicial fue ligeramente inferior (4183,4 mg/L), representando una opción o alternativa económica y de fácil manejo para el tratamiento de efluentes con DQO similares.

Recuento de microorganismos.

Los resultados de los recuentos bacterianos se muestran en la Figura 2. Se puede observar que se obtuvieron concentraciones entre 1×10^4 a 1×10^6 UFC/mL para el agua residual y entre 1×10^6 a 1×10^8 UFC/g para la rizósfera y el sustrato. Estos resultados indican que existen bacterias asociadas tanto a la rizósfera como al sustrato en concentraciones similares y en mayor proporción con respecto al agua residual, en los distintos tratamientos estudiados.

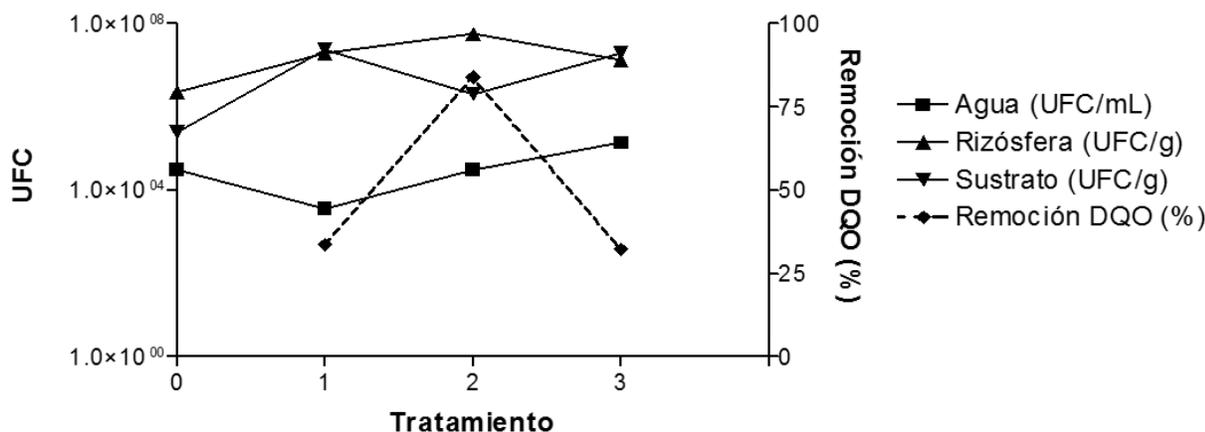


Figura 2. Recuento de bacterias heterótrofas en el agua residual, rizósfera y sustrato en el humedal artificial (eje izquierdo) en los tratamientos T0 (Control, con agua corriente), T2, T4 y T6 y porcentaje de remoción (eje derecho). Fuente: Los autores (2016).

Romero-Aguilar et al. (2009) citado por Salgado-Bernal et al. (2012) al realizar recuentos bacterianos de un humedal artificial, en condiciones de estudio similares a las ensayadas en el presente trabajo, con la planta *Phragmites sp* y aguas residuales municipales provenientes de un edificio de investigación, obtuvieron concentraciones similares a las obtenidas en el presente estudio, en un rango comprendido entre 1×10^5 a 1×10^7 UFC/mL para el agua residual y rango similar en UFC/g para la rizósfera y el sustrato.

Se obtuvo el mayor porcentaje de remoción de DQO con el T4, alcanzando hasta un 84% de remo-

ción de DQO, el cual coincidió con la mayor concentración de bacterias en la rizósfera de 1×10^7 UFC/g que posiblemente favoreció considerablemente la remoción de la materia orgánica.

Comportamiento de la vegetación durante la investigación.

Las macrófitas fueron contabilizadas y sus alturas fueron medidas periódicamente los días cuatro y siete de cada tratamiento (Figuras 3 y 4), con el objetivo de evaluar posibles cambios y/o signos de senescencia durante su desarrollo.

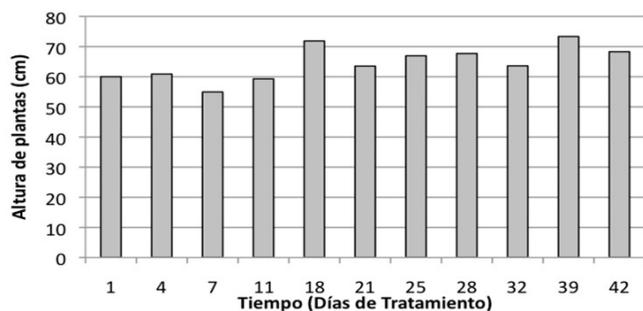


Figura 3. Altura de las plantas *Phragmites* sp. en los diferentes tratamientos probados. Fuente: Los autores (2016).

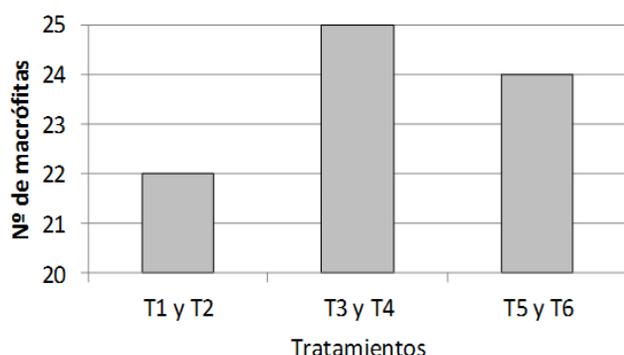


Figura 4. Número de macrófitas *Phragmites* sp. en los diferentes tratamientos probados. Fuente: Los autores (2016).

Al analizar los resultados, no se obtuvo correlación alguna entre el crecimiento y número de plantas con la remoción de DQO; sin embargo, fue consistente la disminución de la DQO durante los tratamientos probados, atribuidos a las reacciones metabólicas de los microorganismos presentes en las raíces de las macrófitas, así como en el sustrato.

Se observó que la *Phragmites* sp. demostró su capacidad para adaptarse y fue capaz de manejar adecuadamente un agua residual cuya DQO fue ligeramente superior a los 4000 mg/L (T3 y T4), coincidiendo con lo señalado por Calheiros, Rangel y Castro (2014), quienes la emplearon con éxito para el tratamiento de efluentes reales de tenería, por lo que se recomienda este tipo de macrófita para humedales que traten este tipo de aguas residuales industriales.

Cuando se incrementó la DQO inicial a 9476,3 mg/L (T5 y T6) se observó el deterioro del humedal, las macrófitas comenzaron a perder el color verde característico de las hojas e incluso comenzaron a morir, manifestándose en la disminución del número de plantas (Figura 4). La muerte de las macrófitas continuó hasta deteriorar todas las plantas sembradas en el humedal, a pesar de haberse removido completamente el efluente sintético del humedal y sustituido por agua de chorro, indicando que el efecto tóxico o inhibitorio fue irreversible desde la segunda semana en la que se iniciaron los T5 y T6.

Conclusiones

El humedal artificial presentó mayor remoción de materia orgánica y mayor concentración de bacterias heterótrofas en la rizósfera en los tratamientos con 4183,4 mg/L de DQO inicial. No se obtuvo diferencia significativa entre el TRH usado para la remoción de DQO, por lo que se recomendó usar el menor TRH (4 d), lo que permitiría procesar mayor volumen de agua residual por día de operación del humedal.

El establecimiento de bacterias heterótrofas en la rizósfera y sustrato del humedal artificial, en concentración elevada en comparación con el agua sintética, demuestra que pudieran estar actuando en la remoción de la DQO.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento del FONACIT y del CDCHT de la Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado brindado para el desarrollo de esta investigación a través de los proyectos 618-FAG-2013 y 030-AG-2014.

Referencias bibliográficas

- APHA-AWWA-WEF. (2013). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22th edition). Estados Unidos: Autor.
- Calheiros, C., Rangel, A., Castro, P. (2014). Constructed Wetlands for Tannery Wastewater Treatment in Portugal: Ten Years of Experience. *International Journal of Phytoremediation*, 16(9), 859-870. doi: 10.1080/15226514.2013.798622
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba, Bolivia: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA), Programa ALFA de la Unión Europea.
- Freytez-Boggio, E., Silva, R., Pire-Sierra, M.G., Molina-Quintero, L., Pire-Sierra, M.C. (2015). Comportamiento fisicoquímico y microbiológico de un biorreactor durante la aclimatación de la biomasa granular usando efluentes de una tenería. *Agroindustria, Sociedad y Ambiente*, 3(1), 66-82.
- Lee, C., Fletcher, T., Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22.
- Ministerio del Ambiente de Recursos Naturales Renovables [MARNR]. (1995). *Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos*. Publicada en la Gaceta oficial extraordinaria 5.021 del 18/12/95. Venezuela.
- Metcalf y Eddy. (2013). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5ta ed.). Mc Graw Hill Education.
- Palta-Prado, G., Morales-Velasco, S. (2014). Fitodepuración de aguas residuales domésticas con poaceas: *Brachiaria mutica*, *Pennisetum purpureum* y *Panicum maximum*. *Bioteología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 11(2), 57-65.
- Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., Ortiz-Hernández, M. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción orgánica. Recuperado de <https://goo.gl/hypqH1>
- Salgado-Bernal, I., Martínez-Sardiñas, A., Carballo-Valdés, M.E., Cruz-Arias, M., Durán-Domínguez, M. (2012). Diversidad de las bacterias rizosféricas asociadas a plantas de *Typha domingensis* en humedales del río Almendares. *CENIC Ciencias Biológicas*, 43 (3): 1-7.
- Zhang, B.Y., Zhenga, J.S., Sharp, R.G. (2010). Phytoremediation in Engineered Wetlands: Mechanisms and Applications. International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference (ISEIS). *Procedia Environmental Sciences*, 2:1315-1325.