

## Remoción de bacterias coliformes en un sistema de lodos activados y humedal construido

### Coliform bacteria removal through a system of activated sludge and constructed wetland

Hipólito Muñoz-Nava<sup>1\*</sup>, Jürgen Baumann<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Agrobiología. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Km. 10.5 autopista Texmelucan-Tlaxcala, CP. 90120, San Felipe Ixtacuixtla, Tlaxcala, México.

<sup>2</sup>Consultor

\*Autor de correspondencia: hipolito78@hotmail.com

**Artículo científico** recibido: 02 de octubre de 2015, **aceptado:** 21 de octubre de 2016

**RESUMEN.** El agua residual municipal contiene grandes cantidades de bacterias coliformes, que pueden ser un riesgo para la salud pública y la contaminación ambiental. El objetivo fue evaluar la remoción de coliformes cotaes (CT), *Escherichia coli* (EC) y demanda química de oxígeno (DQO) del agua residual de un sistema a escala piloto con dos tratamientos: un reactor secuencial por lotes (RSL) de lodos activados y un humedal construido de flujo vertical (HCFV). Las concentraciones promedio de CT, EC y DQO en el efluente fueron  $8.03 \times 10^6$ ,  $4.13 \times 10^6$  NMP  $(100 \text{ mL})^{-1}$  y  $528 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. Los Porcentajes de remoción (PR) promedio fueron de 99.84 % (4.52 unidades log), 99.92 % (4.92 unidades log) y 92.78 % para CT, EC y DQO, respectivamente. La remoción, obtenida con un tiempo de residencia aproximado de 11 h, cumple con la norma mexicana para reúso con contacto directo. El análisis de correlación mostró que la DQO es independiente de CT y EC. Las mediciones del efluente y concentraciones de CT y EC en la salida del HCFV muestran que entre las variables hay asociación. Las concentraciones de CT y EC del HCFV con respecto al tiempo estuvieron sesgadas a la izquierda, lo que concuerda con el comportamiento observado para medios porosos. Las comunidades pueden utilizar este sistema para reusar el agua residual tratada en el riego agrícola.  
**Palabras clave:** Demanda química de oxígeno, *Escherichia coli*, humedal, tasa de efluente

**ABSTRACT.** Municipal wastewater contains huge amounts of coliforms that represent a risk to public health and can pollute the environment. The goal of this study was to evaluate the removal of total coliforms (TC), *Escherichia coli* (EC), and chemical oxygen demand (COD) from wastewater by using a pilot system with sequencing batch reactor (SBR) activated sludge and vertical flow constructed wetland (VFCW). Average concentration of TC, EC and COD in the influent were  $8.03 \times 10^6$ ,  $4.13 \times 10^6$  NMP  $(100 \text{ mL})^{-1}$ , and  $528 \text{ mg L}^{-1}$ , respectively; the average removal percent (RP) were 99.84 % (4.52 log units), 99.92 % (4.92 log units), and 92.78 % for TC, EC, and COD, respectively. This removal, obtained with 11 h of time residence, meets with Mexican requirements for water reuse. Correlation analysis showed that the COD was not correlated with TC and EC. Measures flux effluent, and TC and EC concentrations from the outflow of VFCW show that these variables are related. Plots of TC and EC concentrations from VFCW versus time were skewed to the left; this result is similar as observed in porous medium. Therefore, communities can use this system to reuse treated wastewater in agriculture irrigation.

**Key words:** Chemical oxygen demand, *Escherichia coli*, effluent flux, wetland

## INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales municipales y domésticas tienen grandes cantidades de bacterias coliformes

y patógenos que se deben remover para evitar riesgos a la salud y la contaminación ambiental (Tchobanoglous *et al.* 2003). La eficiencia de una planta de tratamiento de aguas residuales depende

de la cantidad y calidad del agua residual, de las condiciones y del tipo de recolección, de la fuente, uso de equipamiento técnico, del clima y de muchos otros factores (Vítez *et al.* 2012). En las plantas depuradoras se remueven contaminantes en cada fase de tratamiento. Por ejemplo, un porcentaje importante de materia orgánica se remueve en el tratamiento primario y secundario. Sin embargo, en el caso de las bacterias coliformes es necesario aplicar un tratamiento terciario para su remoción (Hammer y Hammer 2001). En esta última fase se combinan tratamientos para alcanzar niveles de remoción de microorganismos que cumplan con los límites máximos establecidos en la normatividad mexicana (Jiménez 2010). Existen varios Métodos para remover o inactivar los coliformes, como la radiación ultravioleta (Beltrán y Jiménez 2008, Amin *et al.* 2010); combinación de lodos activados con bioreactor de membrana (Arévalo *et al.* 2009); sistema biológico y desinfección a base de cloro-gas (Bolzonella *et al.* 2010); sistema de lodos activados combinado con reactor anaerobio de flujo ascendente (Kumar y Patel 2011); materiales filtrantes (Mwabi *et al.* 2012); entre otros.

En relación con los sistemas filtrantes, como los humedales construidos, se ha visto que tienen buena capacidad de remoción de bacterias coliformes. Los humedales construidos su pueden dividir, con base en el flujo de agua, en superficiales, subsuperficiales e híbridos o combinados; los de flujo subsuperficial se subdividen en horizontales y verticales (Vymazal 2011). Al respecto Hagedorf *et al.* (2005) señala que con un buen pretratamiento y humedal construido de flujo vertical, se logra reducir la concentración de coliformes fecales en  $10^4$  bacterias por 100 mL. Mientras que Lara y Vera (2005) reportan remociones del 80 % con un humedal construido de flujo subsuperficial. En tanto que Herrera-Melián *et al.* (2010) con humedales construidos híbridos de flujo vertical y flujo subsuperficial horizontal tuvieron remociones mayores del 78 % de contaminantes y del 99.5 % de coliformes fecales. También se ha reportado que el humedal construido de flujo vertical es confiable en la operación y proporciona una mejor remoción de

bacterias que el humedal de flujo horizontal (Windward *et al.* 2008). Por lo que los humedales naturales y construidos pueden remplazar el tratamiento terciario (Carey y Migliaccio 2009). Por lo anterior el objetivo del trabajo fue evaluar la eficiencia de remoción de coliformes totales (CT), *Escherichia coli* (EC) y la demanda química de oxígeno (DQO) del agua residual cruda de una casa habitación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó un sistema de tratamiento de agua residual doméstica (STARD), que se instaló en una casa habitación en San Matías Tepetomatitlán, Tlaxcala, México. Se contruyó con un reactor secuencial por lotes (RSL) de lodos activados y un humedal construido de flujo vertical (HCFV) (Figura 1). El suministro de oxígeno en el RSL se realizó con un aireador superficial modelo AQUAmax<sup>®</sup> Classic Z fabricado por ATB. En cada ciclo de operación el RSL trató 300 L de agua residual por 8 h. El agua residual tratada (ART1) se bombeó al HCFV. El efluente del HCFV (ART2), se almacenó en un depósito para su posterior reúso; el área del HCFV fue de 7.29 m<sup>2</sup> y de 0.8 m de altura. Para la construcción del HCFV se excavó una fosa y se colocó una lámina de polipropileno de 0.6 mm como impermeabilizante. El medio filtrante fue una capa de arena de 70 cm, la cual se colocó entre dos capas de grava de 10 cm, una en el fondo y la otra en la parte superior. La arena se cribó con un tamiz comercial calibre 8X8, para luego lavar con agua de la llave para eliminar la arcilla adherida. La granulometría de la arena fue  $d_9 = 0.177$ ,  $d_{50} = 0.59$ ,  $d_{85} = 1$  y  $d_{100} = 3.15$ . Su conductividad hidráulica saturada fue de  $0.49 \text{ cm s}^{-1}$ , que corresponde a una arena bien graduada (Fetter 2001). En el HCFV se sembró carrizo (*Arundo donax*) a densidad de cinco plántulas por m<sup>2</sup>. El humedal estuvo a la intemperie bajo condiciones climáticas de la localidad. Para la aplicación del ART1 al HCFV, se le colocó en la parte superior una red de tubos de PVC.

Para cuantificar las remociones de CT y EC, se tomaron muestras del agua residual cruda del tanque amortiguador (ARC), del ART1 y ART2.

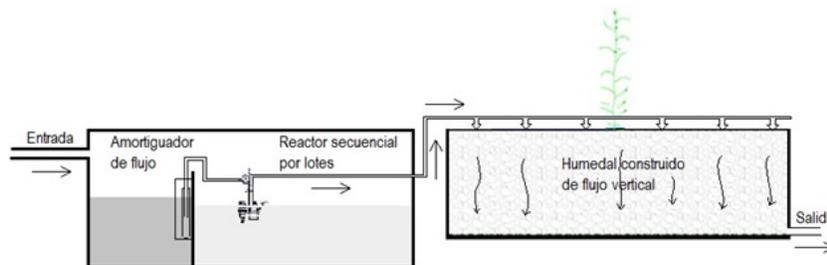


Figura 1. Sistema de tratamiento de agua residual doméstica (Aquatec México).

Las muestras de agua se recolectaron en frascos de 100 mL que se guardaron en una hielera para trasladarse al laboratorio, para cuantificar el número más probable (NMP). En total se realizaron 11 muestreos, uno en diciembre de 2010; en 2011 se realizaron muestreos en marzo, abril y junio; en enero y septiembre se realizaron dos y en febrero tres. Los muestreos se utilizaron para cuantificar la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO). El porcentaje de remoción (PR) de CT, EC y de DQO, en el RSL y en el HCFV se calculó con la fórmula:

$$PR = \frac{\text{Entrada} - \text{Salida}}{\text{Entrada}} * 100$$

Para conocer el comportamiento de la tasa del efluente y de las concentraciones de CT y EC con respecto al tiempo en la salida del HCFV, se midió el volumen del efluente cada cinco minutos y se realizaron muestreos de agua en intervalos regulares, durante la duración de la descarga. Las muestras de agua se trataron de la misma manera que se hizo en la cuantificación del PR. Para la tasa del efluente con respecto al tiempo, se realizaron ocho sesiones de medición y para la tasa del efluente junto con las concentraciones de CT y EC se realizaron cuatro sesiones. La relación entre la tasa del efluente y las concentraciones de CT y EC se cuantificó por el coeficiente de correlación, para luego graficar las variables con respecto al tiempo.

La cuantificación del NMP de CT y EC en 100 mL de muestra se realizó empleando el método desarrollado por IDEXX Laboratories (Westbrook ME) que usa la técnica DST<sup>®</sup> (Defined Substrate

Technology). Esta técnica emplea dos sustratos enzimáticos, uno es el cromógeno que reacciona con la enzima que se encuentra en CT (galactosidasa) y el otro es un fluorógeno que reacciona con una enzima que se encuentra en EC (glucuronidasa). La DQO se cuantificó empleando el método de digestión con dicromato de potasio (O'Dell 1993), utilizando un termoreactor HANNA HI 938800 y la cuantificación con un fotómetro multiparámetro HANNA HI 83099. Los datos se analizaron con estadística descriptiva, desviación estándar y coeficiente de variación. También se calcularon correlaciones entre las variables con el programa Statistica<sup>®</sup>.

## RESULTADOS

De las 69 muestras de agua obtenidas en el STARD se obtuvieron 52 datos útiles, debido a CT y EC de 17 muestras tuvo valores fuera del límite de detección del conteo (Tabla 1). Los datos muestran que los valores de los parámetros tuvieron una tendencia a disminuir de la entrada a la salida del sistema. El coeficiente de variación (CV) de la DQO fue menor en el RSL, mientras que CT y EC incrementaron de la entrada a la salida. Los datos de DQO en el RSL presentaron los menores CV y los CT en HCFV tuvieron los mayores valores de CV.

Los coeficientes de correlación se presentan en la Tabla 2. Las correlaciones entre la DQO y CT, DQO y EC fueron no significativas en los dos tratamientos. Mientras que el coeficiente de correlación entre CT y EC fue significativo a un  $\alpha=0.05$ , en las tres fases del sistema de tratamiento. Las pendientes de las ecuaciones de regresión entre

**Tabla 1.** Parámetros medidos en el agua del sistema de tratamiento.

Muestreo	Parámetro	N	Promedio	Media Geométrica	Mínimo	Máximo	DE	CV
ARC	DQO*	10	528.0	—	164.0	1497.0	375.0	70.9
	CT**	9	8.03 X 10 <sup>6</sup>	3.318 X 10 <sup>6</sup>	1.31 X 10 <sup>5</sup>	3.65 X 10 <sup>7</sup>	1.11 X 10 <sup>7</sup>	139.1
	EC**	9	4.13 X 10 <sup>6</sup>	1.447 X 10 <sup>6</sup>	6.10 X 10 <sup>4</sup>	1.84 X 10 <sup>7</sup>	5.98 X 10 <sup>6</sup>	144.7
ART1	DQO*	10	85.6	—	40.0	181.0	47.1	55.0
	CT**	11	3.75 X 10 <sup>4</sup>	8355.0	1.90 X 10 <sup>3</sup>	1.55 X 10 <sup>5</sup>	5.91 X 10 <sup>4</sup>	157.3
	EC**	10	2.11 X 10 <sup>4</sup>	—	0.0	7.67 X 10 <sup>4</sup>	3.15 X 10 <sup>4</sup>	149.7
ART2	DQO*	9	25.7	—	3.0	52.0	18.19	70.8
	CT**	11	3.77 X 10 <sup>3</sup>	199.0	2.00 X 10 <sup>0</sup>	2.59 X 10 <sup>4</sup>	8.12 X 10 <sup>3</sup>	215.3
	EC**	9	1.44 X 10 <sup>3</sup>	—	0.0	8.21 X 10 <sup>3</sup>	2.97 X 10 <sup>3</sup>	205.4

DQO= Demanda química de oxígeno, CT= coliformes totales, EC= *Escherichia coli* (EC), ARC= agua residual cruda del tanque amortiguador, ART1= agua residual tratada en los lodos activados, ART2= agua residual tratada en el humedal construido, DE= desviación estándar, CV= coeficiente de variación. \* Unidades mg L<sup>-1</sup>, \*\* Unidades NMP en 100 mL, donde NMP es el número más probable.

**Tabla 2.** Correlaciones de las variables en las fases del sistema de tratamiento de agua residual doméstica.

Proceso	Parámetro	N	R	Ecuación de regresión
Tanque	DQO:CT	7	0.070987	
Amortiguador	DQO:EC	7	0.355485	
	CT:EC	9	0.854167	EC= 0.5182*CT-27594
RSL	DQO:CT	8	0.223239	
	DQO:EC	7	0.314602	
	CT:EC	9	0.964193	EC= 0.5034*CT+377.2
HCFV	DQO:CT	8	-0.463095	
	DQO:EC	6	-0.478019	
	CT:EC	8	0.993515	EC= 0.3298*CT-1.9521

R = coeficiente de correlación, DQO = demanda química de oxígeno, CT = coliformes totales, EC = *Escherichia coli*.

CT y EC fueron positivas del orden de 0.5 en el influente y en el RSL, y disminuyó a 0.3 en el HCFV.

Los porcentajes de remoción (PR) de los procesos RSL, HCFV y total del sistema se presentan en la Tabla 3. Los PR promedio del sistema fueron del 92.87 %, 99.84 % (4.52 unidades log<sub>10</sub>) y 99.92 % (4.92 unidades log<sub>10</sub>) para DQO, CT y EC, respectivamente. Los promedios y mínimos del PR para DQO, CT y EC fueron mayores en el RSL que en el HCFV; los máximos del PR para CT y EC fueron mayores en el HCFV. La remoción tuvo mayor coeficiente de variación y desviación estándar en el proceso del HCFV que en el del RSL, mientras que la DQO tuvo mayor variación que el CT y EC. Las remociones en el RSL fueron de 79.72, 98.62 (2.51 unidades log<sub>10</sub>) y 99.03 % (2.81 unidades log<sub>10</sub>) para los parámetros de DQO, CT y EC, respectivamente. En el HCFV los porcentajes de remoción fueron del 75.59, 95.42 (1.92 unidades log<sub>10</sub>) y 97.15 % (2.34 unidades log<sub>10</sub>), de los tres parámetros evaluados, respectivamente. La con-

tribución del HCFV en la remoción total del sistema fue del 14.53, 1.22 y 0.88 % para DQO, CT y EC, respectivamente.

Los datos de las mediciones del volumen del efluente en el HCFV con respecto al tiempo, se encuentran en la Figura 2. El tiempo en que se registró flujo en la salida del HCFV por la aplicación de ART1 fue de 10 min después de cada inicio del riego. El flujo aumentó hasta alcanzar su máximo valor a los 50 min y después descendió de forma paulatina. Las curvas de los flujos están sesgadas a la izquierda; el mayor flujo fue de 106.8 mL min<sup>-1</sup> y el menor de 9.46 mL min<sup>-1</sup>, los cuales se registraron en los muestreos del 13 de julio y 8 de agosto, respectivamente. El flujo promedio fue de 42.0 mL min<sup>-1</sup> con desviación estándar de 33.3 mL min<sup>-1</sup>.

Las variaciones de las concentraciones de CT, EC y la tasa del efluente del HCFV con respecto al tiempo de medición se encuentran en la Figura 3. Se observa que las concentraciones de CT y EC tuvieron el mismo comportamiento que la tasa del

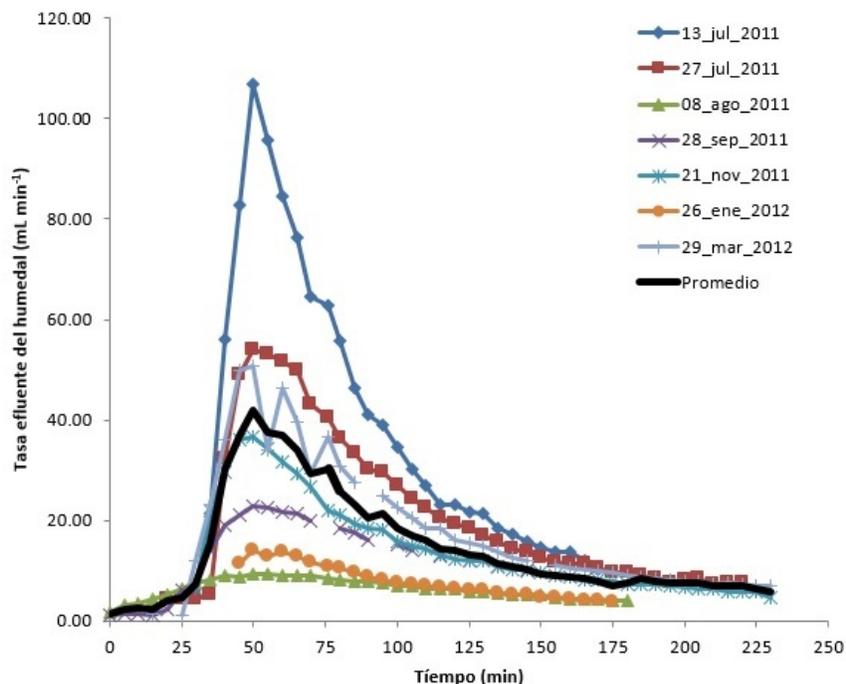


Figura 2. Variación del flujo en el efluente del humedal construido durante la medición.

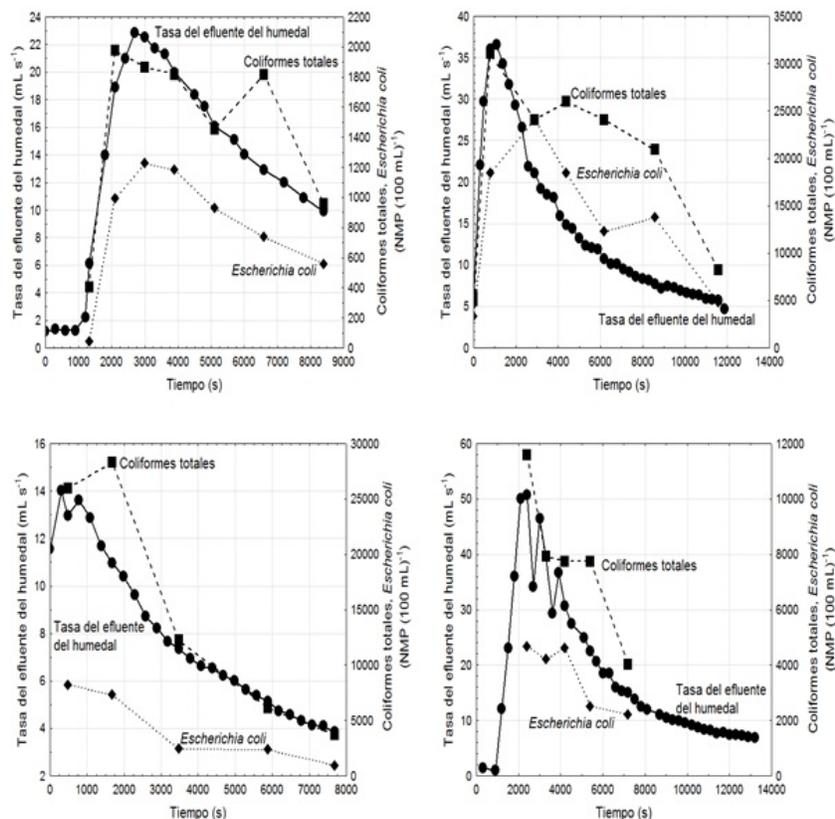
Tabla 3. Estadística Básica del Porcentaje de Remoción (%) de la DQO, CT y EC en el RSL, HCFV y Total del sistema de tratamiento de agua residual doméstica.

Parámetro	Proceso	N	Promedio	Mínimo	Máximo	DE	CV
DQO	RSL	10	79.72	43.29	90.61	14.59	18.30
	HCFV	9	75.59	44.09	100.0	17.85	23.61
	HCFV*	8	14.53	8.87	25.0	5.93	40.79
	Total	9	92.78	68.29	100.0	10.01	10.79
CT	RSL	9	98.62 (2.51)	94.51 (1.26)	99.99 (4.28)	1.76 (1.06)	1.78
	HCFV	10	95.42 (1.92)	76.86 (0.64)	100.0 (3.30)	7.07 (0.85)	7.41
	HCFV*	9	1.22	0.00	4.22	1.39	114.09
	Total	9	99.84 (4.52)	98.73 (1.90)	100.0 (6.62)	0.42 (1.49)	0.42
EC	RSL	9	99.03 (2.81)	96.22 (1.42)	100.0 (6.27)	1.19 (1.56)	1.20
	HCFV	9	97.15 (2.34)	82.40 (0.75)	100.0 (3.30)	5.86 (0.89)	6.04
	HCFV*	9	0.88	0.00	3.11	1.00	113.00
	Total	9	99.92 (4.92)	99.33 (2.18)	100.0 (6.49)	0.22 (1.49)	0.22

RSL = reactor secuencial por lotes, HCFV = humedal construido de flujo vertical, DQO = demanda química de oxígeno, CT= coliformes totales, EC= *Escherichia coli*, DE= desviación estándar, CV= coeficiente de variación, HCFV\*= Contribución al porcentaje total de remoción. Números entre paréntesis indican la remoción de bacterias en unidades logarítmicas base 10.

efluente del HCFV. Las concentraciones de microorganismos aumentaron de forma proporcional con la tasa del efluente. Los picos de CT estuvieron entre 31 062 NMP (100 mL)<sup>-1</sup> el 21 de noviembre y 1 976 NMP (100 mL)<sup>-1</sup> el 28 de septiembre. Para EC los picos estuvieron entre 24 066 NMP (100 mL)<sup>-1</sup> y 1 226 NMP (100 mL)<sup>-1</sup> en las mismas

fechas de CT. El menor promedio de CT y EC se obtuvo el 28 de septiembre y el mayor promedio el 21 de noviembre. La menor variación de las concentraciones de estos microorganismos se obtuvo en el muestro del 28 de septiembre.



**Figura 3.** Concentraciones de CT, EC y tasa del efluente del HCFV con respecto al tiempo.

## DISCUSIÓN

El ARC generado tuvo concentraciones en NMP (100 mL) de CT entre  $10^5$  y  $10^7$ , concentraciones menores en dos unidades log al compararlos con los valores de  $10^7$  y  $10^9$  reportados por Tchobanoglous *et al.* (2003), para EC la media geométrica fue mayor al reportado para agua residual cruda y para efluentes de tanques amortiguadores (Lowe *et al.* 2009). Las concentraciones de DQO en el ARC se encontraron entre 164 y 1497 mg L<sup>-1</sup>, intervalo que se encuentra fuera de los límites de la tabla guía de Tchobanoglous *et al.* (2003). Sin embargo, el promedio de 528 mg L<sup>-1</sup> de DQO fue mayor que el valor de concentración media de la tabla, y mayor al valor de 444 mg L<sup>-1</sup> de DQO reportado por Lowe *et al.* (2009) para efluentes de tanques sépticos. Los valores obtenidos de DQO

posiblemente se deban a que el STARD se instaló cerca de la casa y por lo tanto, el efluente no se diluyó por la entrada de agua con menor concentración de contaminantes como puede ocurrir en la red de drenaje.

Los bajos valores de los coeficientes de correlación entre el NMP de CT, EC y DQO, indican que no hubo asociación entre variables microbiológicas y químicas, en las tres fases de la STARD. Sin embargo, los coeficientes de correlación entre estas variables aumentaron en cada proceso de tratamiento. Lo que indica que el agua residual generada, contiene compuestos químicamente oxidables que no tienen relación con los microorganismos coliformes. Al respecto Olutiola *et al.* (2010) y Kumar-Tyagi *et al.* (2008), en plantas de tratamiento, y Kagalou *et al.* (2002) en cuerpos de agua, encontraron relación entre la demanda bio-

química de oxígeno y las bacterias coliformes. Sin embargo, Hammer y Hammer (2001), señalan que existe relación no uniforme entre la DQO y la DBO, y entre la DQO y las bacterias coliformes.

El porcentaje promedio de remoción de DQO fue del 93 % en la STARD de lodos activados y HCFV, es comparable con la eficiencia reportada en plantas de lodos activados de flujo continuo (Oliveira y Von Sperling 2011). Altos valores de remoción de DQO han sido obtenidos en experimentos controlados en laboratorio, como los realizados por Magnaye *et al.* (2009) y Syamimi-Musa y Azlina-Ahmad (2010). En la mayoría de los casos las eficiencias de remoción en plantas de tratamiento, son inferiores al 90 % (Oliveira y Von Sperling 2011, Suhendrayatna *et al.* 2012, Panigatti *et al.* 2013).

Las muestras del efluente del proceso de RSL tuvieron concentraciones de DQO promedio de 25.7 mg L<sup>-1</sup>, por lo que cumplen con el límite de DBO establecido (SEMARNAP 2003a), ya que la relación DBO/DQO para aguas residuales tratadas es de 0.1 a 0.3 (Tchobanoglous *et al.* 2003). Sin embargo, la remoción de CT y EC por el RSL no es la adecuada para reúso de agua residual tratada en riego agrícola (SEMARNAP 2003a) y en servicios al público con contacto directo, indirecto u ocasional (SEMARNAP 2003b). Pero con la implementación del HCFV después de los lodos activados, las concentraciones de DQO y bacterias fueron menores.

Las curvas de la tasa del efluente del HCFV con respecto al tiempo (Figura 2) tuvieron tendencias típicas de las obtenidas en la aplicación de trazadores en forma de pulsos a medios porosos. Este tipo de curvas de campana asimétricas sesgadas a la izquierda han sido obtenidas en experimentos de inyección de trazadores en humedales de flujo horizontal (Kadlec y Wallace 2009, Zahraeifard y Deng 2011), y en humedales de flujo vertical con bombeo continuo (Herrera-Melían *et al.* 2010). Al respecto Toscano *et al.* (2009), Langergraber (2007, 2008) en humedales construidos de flujo vertical y Dittmer *et al.* (2005) en columnas, reportan el mismo tipo de curvas cuando aplican carga hidráulica intermitente. Las variaciones de las tasas del efluente (Figura 2), se deben a que el pro-

ceso de infiltración es extremadamente sensible a la variación de las condiciones ambientales y a la combinación de condiciones como la carga hidráulica, la forma de drenar en el fondo del sistema y la carga de presión en la superficie.

La Figura 3 muestra las tasas del efluente y las concentraciones de CT y EC en la salida del HCFV con respecto al tiempo. Se observa una relación entre la tasa del efluente y las concentraciones de CT y EC. Esta relación medida con el coeficiente de correlación, tiene valores entre 0.747 y 0.965 para la tasa del efluente y CT, y entre 0.688 y 0.973 para la tasa del efluente y EC. La forma de las curvas de CT y EC, se encuentran sesgadas a la izquierda, similares a las obtenidas en pruebas al inyectar trazadores en pulsos a medios porosos (Kadlec y Wallace 2009, Zahraeifard y Deng 2011). Generalmente los trazadores no son retenidos en la superficie del medio poroso, debido a que las cargas eléctricas de sus superficies son iguales. En el caso particular de las bacterias gram-negativas como EC, se sabe que la carga neta superficial de su membrana en sistemas naturales acuáticos es negativa (Foppen y Schijven 2006). La cual se origina de las moléculas superficiales expuestas, principalmente de lipopolisacáridos (Coughlin *et al.* 1983), y de cantidades traza de sustancias poliméricas extracelulares en la parte externa de la membrana celular (Walker *et al.* 2005). La carga eléctrica negativa de la membrana de las bacterias explica el comportamiento de la concentración de CT y EC, en el efluente del HCFV, la cual es semejante al de los trazadores. Los resultados muestran que existe retención de estas bacterias en la superficie del medio poroso. Estas discrepancias se atribuyen a las heterogeneidades de carga eléctrica en la superficie en los granos de arena y por factores como las fuerzas fisicoquímicas, involucrados en la retención de bacterias y coloides en medios porosos (Torkzaban *et al.* 2008). Entre los factores se encuentra que la membrana de *Escherichia coli* es negativa, como la de *Campilobacter jejuni* (Bolster *et al.* 2006); a mayor carga hidráulica disminuye la retención (Guber *et al.* 2005); cuando el grano de arena es más fino hay mayor filtración de las

bacterias (Entry y Farmer 2001); la predación por protozoarios y la lisis son los principales mecanismos de remoción (Wand *et al.* 2007) y el mayor contenido de materia orgánica, disminuye la fijación de bacterias (Landa-Cansigno *et al.* 2013). Por lo que la retención de CT y EC en el humedal construido es un proceso en el que interactúan múltiples factores, que hacen que sea un proceso complejo.

## CONCLUSIONES

Las concentraciones de DQO y EC en el agua residual cruda son mayores a lo reportado, pero las concentraciones de CT son menores. El coeficiente de correlación indica que no hubo relación entre los valores de DQO con los de CT y EC. El sistema de tratamiento empleado produjo una remoción promedio de 4.52 y 4.92 unidades log para CT y EC, respectivamente, y de 93 % para DQO. Con la

combinación de los procesos de lodos activados y el humedal construido, se tuvo agua residual tratada que cumple con los límites establecidos en la normatividad mexicana para reúso con contacto directo. La variación de las curvas de las tasas del efluente de la salida del humedal es un indicio de que el proceso de filtración es sensible a las condiciones ambientales y del humedal. Se observó relación entre la tasa del efluente del humedal y las concentraciones de CT y EC, por lo que la retención de bacterias por el medio filtrante, se debe a la combinación de diversos factores.

## AGRADECIMIENTOS

A la empresa Aquatec México S. de R.L. de C.V. por las facilidades del sistema de tratamiento, el laboratorio y personal, para la realización del trabajo.

## LITERATURA CITADA

- Amin MM, Movahhedian AH, Ghasemian M, Hashemi H, Farrokhzadeh H, Bina B (2010) Pilot-scale studies of combined clarification, filtration, and ultraviolet radiation systems for disinfection of secondary municipal wastewater effluent. *Desalinization* 260: 70-78.
- Arévalo J, Garralón G, Plaza F, Moreno B, Pérez J, Ángel GM (2009) Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): A comparative study. *Desalinization* 243: 32-41.
- Beltrán NA, Jiménez BE (2008) Faecal coliforms, faecal enterococci, *Salmonella typhi* and *Acanthamoeba* spp. UV inactivation in three different biological effluents. *Water SA* 34: 261-269.
- Bolster CH, Walker SL, Cook KL (2006) Comparison of *Escherichia coli* and *Campylobacter jejuni* transport in saturated porous media. *Journal of Environmental Quality* 35: 1018-1025.
- Bolzonella D, Fatone F, Di Fabio S, Cecchi F (2010) Application of membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse in the Mediterranean Region: focusing on removal efficiency of non-conventional pollutants. *Journal Environmental Management* 91: 2424-2431.
- Carey RO, Migliaccio KW (2009) Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. *Environment Management* 44: 205-217.
- Coughlin RT, Tonsager S, McGroarty EJ (1983) Quantitation of metal cations bound to membranes and extracted lipopolysaccharide of *Escherichia coli*. *Biochemistry* 22: 2002-2007.
- Dittmer U, Meyer D, Langergraber G (2005) Simulation of a subsurface vertical flow constructed wetland for CSO treatment. *Water Science and Technology* 51: 225-232.
- Entry JA, Farmer N (2001) Movement of Coliform bacteria and nutrients in ground water flowing through basalt and sand aquifers. *Journal of Environmental Quality* 30: 1533-1539.

- Fetter CW (2001) Applied Hydrogeology. 4th Edition. Prentice-Hall Inc. New Jersey, USA. 598p.
- Foppen JA, Schijven JF (2006) Evaluation of data from the literature on the transport and survival of *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions. Water Resource 40: 401-426.
- Guber AK, Shelton DR, Pachepsky YA (2005) Transport and retention of manure-borne coliforms in soil. Vadose Zone Journal 4: 828-837.
- Hagendorf U, Diehl K, Feuerpfeil I, Hummel A, Lopez-Pila J, Szewzyk R (2005) Microbial investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetland. Water Research 39: 4849-4858.
- Hammer MJ, Hammer Jr. MJ (2001) Water and wastewater technology. Prentice-Hall Inc. New Jersey, USA. 536p.
- Herrera-Melián JA, Martín-Rodríguez AJ, Araña J, González-Díaz O, González-Henríquez JJ (2010) Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. Ecological Engineering 36: 891-899.
- Jiménez CBE (2010) Soluciones tecnológicas a la contaminación del agua. En: Aguilar IA (coord.) Calidad del agua, un enfoque multidisciplinario. UNAM, México, DF. pp: 177-198.
- Kadlec RH, Wallace S D (2009) Treatment Wetlands. 2nd Edition. CRC Press. Florida, USA. 1000p.
- Kagalou I, Tsimarakis G, Bezirtzoglou E (2002) Inter-relationships between bacteriological and chemical variations in Lake Pamvotis-Greece. Microbial Ecology in Health and Disease 14: 37-41.
- Kumar MA, Patel K (2011) Coliforms removal in two UASB + ASP based systems". International Biodeterioration and Biodegradation 65: 23-28.
- Kumar-Tyagi V, Kazmi AA, Chopra AK (2008) Removal of fecal indicators and pathogens in a waste stabilization pond system treating municipal wastewater in India. Water Environment Research 80: 2111-2117.
- Walker SL, Redman JA, Elimelech M (2005) Influence of growth phase on bacterial deposition: interaction mechanisms in packed-bed column and radial stagnation point flow systems. Environment Science Technology 39: 6405-6411.
- Landa-Cansigno O, Durán-Álvarez JC, Jiménez-Cisneros (2013) Retention of *Escherichia coli*, *Giardia lamblia* cysts and *Ascaris lumbricoides* eggs in agricultural soils irrigated by untreated wastewater. Journal of Environmental Management 128: 22-29.
- Langergraber G (2007) Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. Science of the Total Environment 380: 210-219.
- Langergraber G (2008) Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: a review. Vadose Zone Journal 7: 830-842.
- Lara BJA, Vera PIL (2005) Implantación y evolución de un humedal artificial de flujo subsuperficial en Cagua, Cundinamarca, Colombia. Ingeniería y Universidad 39: 47-63.
- Lowe KS, Tucholke MB, Tomaras JMB, Conn K, Hoppe C, Drewes JE, et al. (2009) Influent constituent characteristics of the modern waste stream from single sources. Water Environment Research Foundation-IWA Publishing, Virginia, USA. <http://www.ndwrcdp.org/documents/04-dec-1/04dec01web.pdf>. Fecha de consulta 21 de septiembre de 2015.
- Magnaye FA, Gaspillo PD, Auresenia JL (2009) Biological nitrogen and COD removal of nutrient-rich wastewater using aerobic and anaerobic reactor. Journal Water Resource and Protection 1: 376-380.

- Mwabi JK, Mamba BB, Momba MN (2012) Removal of *Escherichia coli* and faecal coliforms from surface water and groundwater by household water treatment devices/systems: a sustainable solution for improving water quality in rural community region. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9: 139-170.
- O'Dell JW (1993) The determination of chemical oxygen demand by semi-automated colorimetry. US. Environmental Protection Agency. Cincinnati, USA. [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method\\_410-4\\_1993.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_410-4_1993.pdf). Fecha de consulta 3 de mayo de 2015.
- Oliveira SC, Von Sperling M (2011) Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of water, sanitation and hygiene for development* 1: 37-56.
- Olutiola PO, Awojobi KO, Oyedeji O, Ayansina AD, Cole OO (2010) Relationship between bacterial density and chemical composition of a tropical sewage oxidation pond. *African Journal of Environmental Science and Technology* 4: 595-602.
- Panigatti MC, Boglione C, Griffa C, Boidi M, Schierano MC (2013) Tratamiento de efluentes cloacales utilizando cámara séptica y zanja filtrante. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales* 6: 62-72.
- SEMARNAP (2003a) Norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Distrito Federal, México. 35p. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/DO2470.pdf>. Fecha de consulta 23 de septiembre de 2015.
- SEMARNAP (2003b) Norma oficial mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Distrito Federal, México. 17 p. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/PPD02/DO114OK.pdf>. Fecha de consulta 22 de septiembre de 2015.
- Suhendrayatna, Marwan, Andriani R, Fajriana Y, Elvitriana (2012) Removal of municipal wastewater BOD, COD, and TSS by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of aquatic plants at different species *Typha latifolia* and *Saccharum spontaneum*. *International Journal of Engineering and Innovative Technology* 2: 333-337.
- Syamimi-Musa N, Azlina-Ahmad W (2010) Chemical oxygen demand reduction in industrial wastewater using locally isolated bacteria. *Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences* 6: 88-92.
- Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4th Edition. McGraw-Hill. Metcalf & Eddy, Inc. New York, USA. 1819p.
- Torkzaban S, Tazehkand SS, Walker SL, Bradford SA (2008) Transport and fate of bacteria in porous media: coupled effects of chemical conditions and space geometry. *Water Resources Research* 44: 1-12.
- Toscano A, Langergraber G, Consoli S, Cirelli GL (2009) Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 35: 281-289.
- Vítěz T, Ševčíková J, Opletová P (2012) Evaluation of the efficiency of selected wastewater treatment plant. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 40: 173-180.
- Vymazal J (2011) Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environment Science and Technology* 45: 61-69.
- Wand H, Vacca G, Kusch P, Krüger M, Kästner M (2007) Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns. *Water Research* 41: 159-167.

- Windward GP, Avery LM, Frazer-Williams R, Pidou M, Jeffrey P, Stephenson T (2008) A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering* 32: 187-197.
- Zahraeifard V, Deng Z (2011) Hydraulic residence time computation for constructed wetland design. *Ecological Engineering* 37: 2087-2091.

