

EFICIENCIA DE UN HUMEDAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL EMPACADO DE HORTALIZAS

EFFICIENCY OF A SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLAND FOR TREATING WASTEWATER FROM VEGETABLE PACKAGING

Amado E. Navarro¹, Yasmín García¹, Antonio Vázquez¹, José L. Marrugo²

(1) Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros, Programa Educativo de Procesos Alimentarios, Prolongación Reforma No.168, Izúcar de Matamoros - México

(2) Universidad de Córdoba, Dpto. de Química, Cra. 6 N°76-103 Montería - Colombia
(e-mail: navarro48_99@yahoo.com)

Recibido: 05/07/2012 - Evaluado: 28/08/2012 - Aceptado: 11/10/2012

RESUMEN

Con el objetivo de tratar el agua resultante del pelado de vegetales de una empacadora situada en Atlixco, México, se utilizó un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal, a nivel de mesocosmos, compuesto por un sedimentador, una celda con grava de río y plantada con *Phragmites australis*, seguida por dos celdas paralelas, con grava y piedra volcánica, plantadas con *Typha latifolia*. Operando por semilotes, el tiempo de residencia hidráulica en cada celda fue de 5 días. Las características del agua residual y los resultados del tratamiento fueron altamente variables dependiendo del vegetal procesado. El porcentaje de reducción de la Demanda Química y Bioquímica de Oxígeno (DQO/DBO) fue de 77/48 con altas cargas orgánicas del agua residual (DBO > 2000 mg L⁻¹) y de 92/94 con bajas cargas (DBO < 1200 mg L⁻¹). Otros parámetros analizados (pH, conductividad eléctrica, potencial redox, NO₂⁻, NO₃⁻ y NH₄⁺) mostraron valores aceptables a la salida del sistema.

ABSTRACT

In order to treat the wastewater from vegetable peeling of a packing plant located in Atlixco, Mexico, it was used a system of horizontal subsurface flow constructed wetlands at mesocosms level, comprising a settler, a cell with river gravel and planted with *Phragmites australis*, followed by two parallel cells with gravel and volcanic rock, planted with *Typha latifolia*, was used. Operating in semi-batch mode, the hydraulic residence time in each cell was 5 days. The wastewater characteristics and treatment outcomes were highly variable depending on the processed vegetable. The percentage reduction of the Chemical and Biochemical Oxygen Demand Oxygen (COD/BOD) was 77/48 with high organic loads of wastewater (BOD > 2000 mg L⁻¹) and 92/94 with low loads (BOD < 1200 mg L⁻¹). Other analyzed parameters (pH, electrical conductivity, redox potential, NO₂⁻, NO₃⁻ and NH₄⁺) showed acceptable values at the system output.

Palabras clave: aguas residuales; empacado de hortalizas; tratamiento; humedal construido
Key words: wastewater; vegetable packaging; treatment; constructed wetland

INTRODUCCIÓN

La industria de alimentos se caracteriza por un gran consumo de agua por tonelada de producto final y la generación de volúmenes considerables de residuos, sólidos y líquidos, que son en general biodegradables y no tóxicos, pero con valores elevados de la demanda bioquímica de oxígeno – DBO₅ y sólidos suspendidos totales – SST (Safferman *et al.*, 2007; Arvanitoyannis & Varzakas, 2008; Onet, 2010; AiGroup, 2011a).

Las principales fuentes de generación de residuos líquidos en la industria procesadora de frutas y hortalizas, son los procesos de lavado que se realizan tanto a las frutas y hortalizas, como a las maquinarias y equipos de la línea de producción. Los residuos líquidos generados en el lavado de frutas y hortalizas, se caracterizan por contener principalmente sólidos suspendidos y materia orgánica disuelta, así como metales, patógenos y residuos de plaguicidas. Adicionalmente, en el proceso de pelado se generan importantes cantidades de aguas con una elevada carga orgánica, tanto disuelta como en forma de sólidos suspendidos, pues una parte considerable del vegetal se desecha como sólido. También son comunes problemas como los olores desagradables de estos residuos, debidos a la descomposición anaerobia y reacciones de fermentación que conducen a la formación de mercaptanos, aminas y otros compuestos (Lehto *et al.*, 2005; Rappert & Müller, 2005; World Bank Group, 2007; Lehto *et al.*, 2009; AiGroup, 2011b; Chahal *et al.*, 2012).

La disposición al suelo, posiblemente el método más antiguo de disposición de los residuales de la industria de alimentos, tiene que ser realizada con estrictos criterios técnicos, por los impactos negativos en el entorno, debidos a la excesiva carga orgánica y microbiana de estos residuos, así como, en el caso del agua subterránea, por la disolución y transporte a este compartimento de algunos metales como el hierro y el manganeso (Paranychianakis *et al.*, 2006; Wang, 2008).

Evidentemente, una de las mejores opciones para disminuir el efecto contaminante de esta industria es reducir los volúmenes de residuos (AiGroup, 2011b). Debe considerarse además, que muchos de estos residuos son portadores de energía y de sustancias que pueden ser aprovechados (Arvanitoyannis & Varzakas, 2008). No obstante en aquellos casos en que estas medidas no puedan ser implementadas por diversas causas en el corto plazo, es necesario tratar los residuos. Para ello una de las tecnologías más estudiadas es la utilización de reactores anaerobios de distintos tipos: secuenciales por lotes, de flujo ascendente con manto de lodos, de lecho expandido, lecho fluidizado, etc., donde una ventaja adicional de algunos procesos es la recuperación de energía (Farhadian *et al.*, 2007; van Lier, 2008; Bouallagui *et al.*, 2009; Şentürk *et al.*, 2010; Jiang *et al.*, 2012). En la actualidad se desarrollan otros sistemas de tratamiento como la bioremediación termofílica (Kosseva, 2011), la separación por membranas (Muro *et al.*, 2012) y procesos de oxidación avanzados que incluyen el tratamiento con ozono, sencillo o combinado con radiación y otros oxidantes, procesos Fenton, fotocatalisis, etc. (Heponiemi & Lassi, 2012). Generalmente se utilizan "trenes de tratamiento" que combinan procesos físicos, químicos y biológicos para la remoción de los contaminantes (Lehto *et al.*, 2005; Granholm & Chester, 2007; Lehto *et al.*, 2009; El-Gohary *et al.*, 2012). En general los procesos mencionados requieren de inversión, tienen costos de operación y mantenimiento elevados o necesitan de un tiempo considerable para alcanzar una remoción eficaz, por lo que es necesario prestar atención a los procesos blandos de tratamiento, cuya característica principal es la imitación del proceso de autodepuración de las aguas que ocurre en sistemas naturales.

Los humedales construidos, también conocidos como artificiales o de tratamiento, como su nombre lo indica, utilizan los mismos procesos que tienen lugar en los humedales naturales. En la actualidad han sido ampliamente aceptados en todo el mundo, cuentan con manuales de diseño, construcción y operación de agencias gubernamentales de diversos países y son una tecnología de tratamiento de gran calidad destacándose los humedales de flujo subsuperficial (HFSS). En estos medios semiterrestres con un elevado grado de humedad y una profusa vegetación, que pueden clasificarse como reactores biológicos de biopelícula sumergida, la materia orgánica se transforma por medio de la acción de consorcios microbianos que forman las biopelículas en la zona radicular de la vegetación y sobre el medio de soporte inerte que se tiene en ellos, teniendo lugar una

serie de procesos físicos, químicos y biológicos, en los que concurren efectos de remediación atribuibles a las macrófitas presentes, similares a los que ocurren en los sistemas naturales y constituyen hoy en día una opción viable para el tratamiento de aguas residuales de la más diversa procedencia, incluyendo las de alta carga orgánica de la industria de alimento (Wang *et al.*, 2009; Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2010). Esto incluye el tratamiento secundario de residuales de café (von Enden & Calvert, 1988; Selvamurugan *et al.*, 2010), residuales de destilerías de vino y de la producción de etanol (Grismer & Shepherd, 2011), de la fabricación de cerveza (Jones *et al.*, 2011), de la producción de vegetales en escabeche (Ronen & Wallace, 2010), procesamiento de remolacha azucarera (Anderson, 1999), zanahoria (Kern *et al.*, 2006) y del procesamiento de hortalizas en general (Soroko, 2003; Isosaari *et al.*, 2010).

En este trabajo se evalúa el uso de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de las aguas residuales de una empresa, ubicada en la ciudad de Atlixco, Puebla, dedicada al acopio, procesamiento y comercialización de productos del campo, especialmente hortalizas. Hasta el presente las aguas residuales, conteniendo gran cantidad de material vegetal sólido, son conducidas por un canal a una laguna ubicada a pocos metros de la fábrica, donde se observa claramente la descomposición de la materia orgánica conducente al deterioro del cuerpo de agua y la emisión de olores molestos para la población circundante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron muestras del agua del cuerpo receptor y de los diferentes flujos de agua procedentes de las operaciones tecnológicas de la industria. Para el aforo de las corrientes de agua se utilizó el método volumétrico. En las muestras de agua se determinó la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), pH, potencial redox (Eh), turbidez, sólidos sedimentables (SS), sólidos totales, volátiles y disueltos, todos de acuerdo a las normas mexicanas para estos índices, así como los análisis microbiológicos de Coliformes Totales y Fecales con el sistema Chromocult-NPS Sartorius, conforme a las instrucciones del fabricante.

Para determinar la eficiencia a nivel de mesocosmos del tratamiento del agua residual mediante humedales construidos se diseñó un sistema (Figura 1), compuesto por un sistema de rejillas para la remoción de sólidos gruesos, un sedimentador y 4 celdas dispuestas en 3 niveles de altura. En el primer nivel se colocó una celda (85 cm de largo y 33 cm de ancho), con grava de diferentes diámetros (5 cm, 2.5 cm y 1 cm) y plantada con carrizo (*Phragmites australis*). En el segundo nivel, alimentadas por el efluente de la celda 1, se dispusieron dos celdas (62 cm de largo y 34 cm de ancho), alimentadas por el efluente de la celda de carrizo, en ambas se sembró tule (*Typha latifolia*), variando únicamente el sustrato grava y tezontle (roca volcánica común en la región de gran porosidad), de diámetros similares a los de la celda 1. Por último en el tercer nivel se dispuso una celda de arena (64 cm de largo y 31 cm de ancho), rellena con arena. Todo el sistema de tuberías y válvulas se construyó con PVC con un diseño para garantizar un flujo horizontal subsuperficial, con una profundidad de 30 cm del nivel del agua. Tanto para el *Phragmites* como para la *Typha*, se utilizó una densidad de 150 plántulas/m², lo que permitió tener un sistema desarrollado y bien poblado antes del inicio del tratamiento del agua residual.

El humedal fue alimentado diariamente con agua residual de la industria. Considerando la intermitencia del flujo del agua del pelado y los resultados que se han obtenido en la operación por lotes de humedales de flujo subsuperficial, donde el drenado del agua actúa como una bomba de aire pasiva que contribuye a la aireación de la superficie del humedal (Stein *et al.*, 2003; Wallace & Knight, 2006; Navarro *et al.*, 2008), se operó el sistema en modo de semilotes, drenando y reponiendo en cada celda el 20% de su capacidad diariamente, para un tiempo de residencia hidráulico de 5 días. En el filtro de arena el paso del agua se realizó en 8 horas.

Después de 30 días de adaptación, durante 80 días de operación (de junio a septiembre del 2011), se tomaron muestras semanales de agua en la entrada (E), salida de la celda 1 (SC1), salida de la celda con grava (SCG) y salida de la celda con tezontle (SCT). A las mismas se le realizaron los análisis ya mencionados (excepto sólidos,

coliformes y turbidez), además de nitritos, nitratos y amonio por las normas mexicanas correspondientes. La medición de Eh a las muestras recién tomadas y con mínima manipulación, se efectuó in situ, con un medidor SANXIN SX630 según las especificaciones del fabricante.

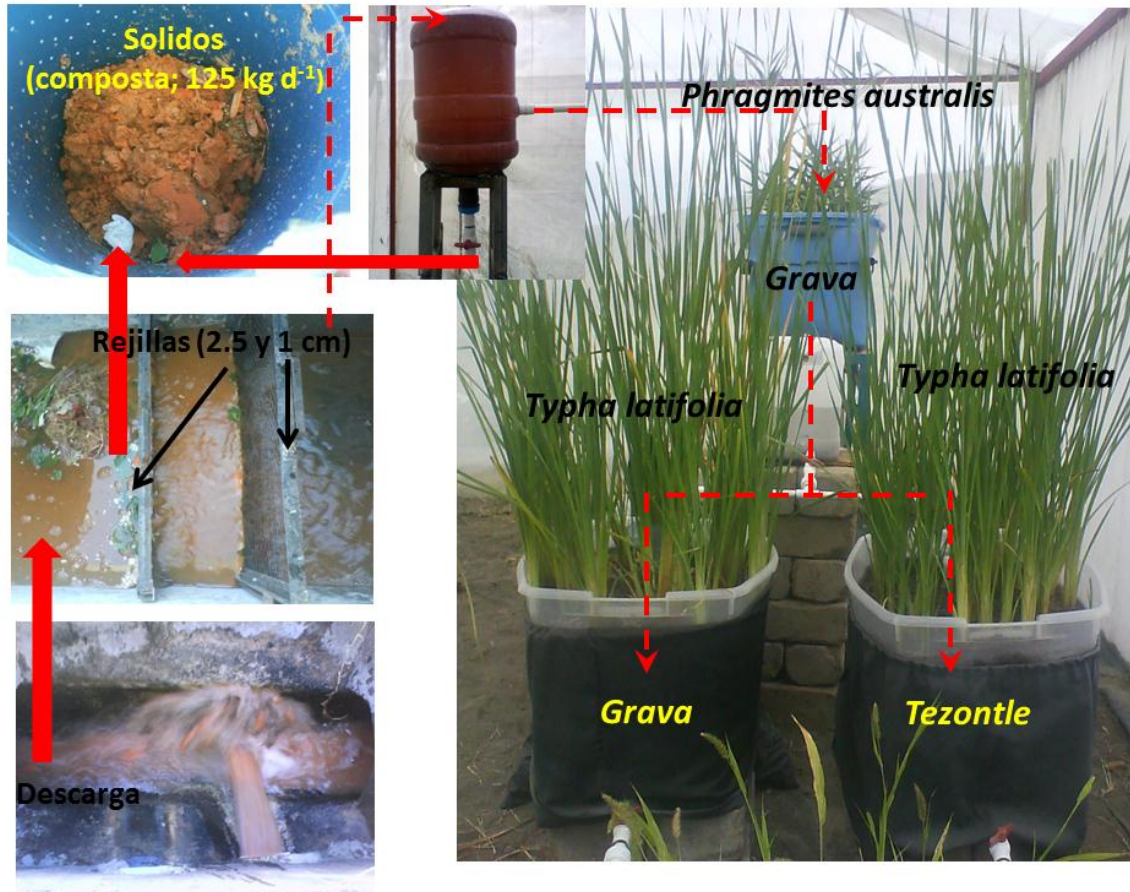


Fig.1: Sistema de tratamiento

RESULTADOS Y SU DISCUSIÓN

Durante la etapa de aforo y caracterización del agua residual de la empresa, así como en la mayor parte de la etapa de tratamiento en el mesocosmos experimental, se procesaba mayormente remolacha. En la etapa final de los experimentos de tratamiento, por aspectos estacionales y de la demanda comercial, se procesaba principalmente zanahoria. Es conocido que el procesamiento de la remolacha genera mayores cargas de DBO_5 y sólidos suspendidos totales (SST), que el de la zanahoria, alrededor de 26-28, 14-15 kgDBO ton^{-1} y 9-11, 3.5-7.0 kgSST ton^{-1} , respectivamente (Carawan *et al.*, 1979; Joshi, 2000).

Cuando se procesa remolacha se descargan aproximadamente 26000 L d^{-1} de aguas residuales, el 82,0% del proceso y de este 54,3% del pelado de las hortalizas. Esta descarga no es continua y depende de la operación que se realiza al procesar un lote por lo que en el efluente no se mezcla el agua de diferentes procesos. La empresa no cuenta con un sistema para el tratamiento de aguas residuales por lo que todas se conducen a través de un canal rústico hacia un depósito artificial o jagüey, ubicado en el perímetro exterior de la Empresa y que tiene una salida hacia un arroyo. La inspección visual del canal y el jagüey permitió apreciar gran cantidad

de residuos sólidos (hojas, tallos, pedazos de vegetales), así como un fuerte olor a materia orgánica en descomposición. La presencia de estos sólidos determinó la construcción de un sistema de rejillas (2.5 y 1 cm), para su retención, secado y posterior utilización en la fabricación de composta como empleo útil de esta biomasa (NCDENR, 2009; Hacker *et al.*, 2009). Como promedio, durante el procesado de zanahoria, se obtuvo una cantidad de sólido equivalente a 125 kg por día, una vez secado al sol.

Las características del agua que sale de los diferentes procesos, evaluadas antes del comienzo de los tratamientos y correspondientes al procesamiento mayormente de remolacha, así como la del jagüey se muestran en la Tabla 1. Se aprecia que en todos los parámetros evaluados, el agua de pelado presenta los valores más desfavorables desde el punto de vista ambiental, tiene la mayor carga orgánica y es la que más se asemeja a la del jagüey. Por ello se decidió tratar a las mismas, recomendándose a la empresa la separación de los flujos del lavado, su desinfección y utilización de nuevo en el proceso, atendiendo a su menor carga contaminante y como una oportunidad de ahorro (DPIW, 2002).

Tabla 1: Características del agua de los diferentes procesos.

Parámetro	Lavado	Sanitarios	Pelado	Jagüey
Flujo, L d ⁻¹	9829±2654	307±55	11520±3571	
pH	6.77±0.23	7.03±0.07	6.73±0.38	4.80±0.21
Turbidez, UNT	42.5±37.0	29.6±28.3	541.5±67.2	406.0±137.2
Sólidos Sedimentables, mL L ⁻¹	24.0±19.7	0.4±0.5	254.0±102.1	131.3±94.2
DBO, mg L ⁻¹	180±85	93±82	2025±669	1764±410
DQO, mg L ⁻¹	1502±1970	375±412	7881±2893	2736±997
Coliformes Totales, UFC 100mL ⁻¹	6.33±10.1	(7.43±4.45)×10	(3.10±1.65)×10 ⁴	(4.57±2.99)×10 ⁴
Coliformes Fecales, UFC 100mL ⁻¹	0	-	0	9.50×10 ³

El alto contenido de sólidos sedimentables determinó la colocación de un sedimentador antes del tratamiento del agua de pelado en el humedal para atenuar el efecto de la colmatación, uno de los problemas más serios en el funcionamiento de los humedales construidos (García, 2004). Los sólidos retenidos pueden ser secados y utilizados también en la fabricación de composta. Esto se reflejó también en la disminución de la turbidez (60-75%) y la DQO (20-45%) del efluente del sedimentador. En el caso de la DBO, se observó un incremento (17-40%) después de las 24 horas de sedimentación, lo que puede estar relacionado con procesos enzimáticos y fermentativos de hidrólisis y degradación de la materia orgánica, polimérica y refractaria a procesos de biodegradación (fracciones celulósicas y hemicelulósicas), presentes en los sólidos sedimentables, que conducen a la formación de sustancias más biodegradables (Zheng *et al.*, 2009; Velmurugan & Ramanujam, 2011).

Los cambios en el pH, conductividad, Eh y la DQO durante el tratamiento en el humedal del agua de pelado del procesamiento de remolacha, se muestran en la Figura 2. Resulta significativo que los valores de la DQO y el pH resultaron significativamente diferentes a los obtenidos en la etapa de aforo y caracterización del agua residual de la empresa y con un valor medio de la DBO₅ también superior al de dicha etapa, por lo que en el sistema se trató un residual más ácido y con mayores cargas de DQO y DBO₅. En la figura se observa que el pH se incrementa de 3.5-4 a 6-7, por lo que el efluente final es menos agresivo al ser vertido al cuerpo receptor. La capacidad de los humedales construidos de actuar como un sistema tampón y llevar el pH a valores aceptables es un hecho conocido (Maja *et al.*, 2009). Se observa un incremento de la conductividad de 1500 μS cm⁻¹ a la entrada del humedal a 2600-2800 μS cm⁻¹ a la salida, relacionado con el arrastre de material inorgánico del medio granular. Esto es más acusado en la celda 1, donde la conductividad llega a 3100 μS cm⁻¹, lo que está relacionado con la mayor acidez del agua que circula en la misma. En la celda subsiguiente, con grava o tezontle como material soporte, cierta cantidad de estos sólidos disueltos son retenidos. La caída del Eh de 160 mV a

valores negativos en las celdas intermedias y el incremento ulterior hasta valores cercanos a cero en la celda de arena (valores que no se muestran en la figura), confirma la prevalencia de condiciones anaerobias durante el tratamiento y la oxigenación en el proceso de filtrado final por la arena. La mayor remoción de DQO, alrededor de un 62.5%, ocurre en la celda 1. Esto está relacionado principalmente con los procesos de remoción física del material sólido en suspensión que ocurren en esta primera etapa del humedal (Kern *et al.*, 2006). Los valores finales de DQO resultan aún muy elevados para la disposición del efluente al cuerpo receptor. Esto indica la necesidad de un pretratamiento más efectivo que la simple sedimentación por gravedad antes del humedal. Aunque los valores finales de los índices que se analizaron resultaron ligeramente mejores en la celda con grava, un análisis de varianza no mostró diferencias significativas ($p > 0.05$), al compararlos con los obtenidos en la celda con tezontle. Considerando el menor costo de este último y su amplia disponibilidad en la zona donde se encuentra la industria, resulta ventajosa su utilización como medio granular para este tratamiento.

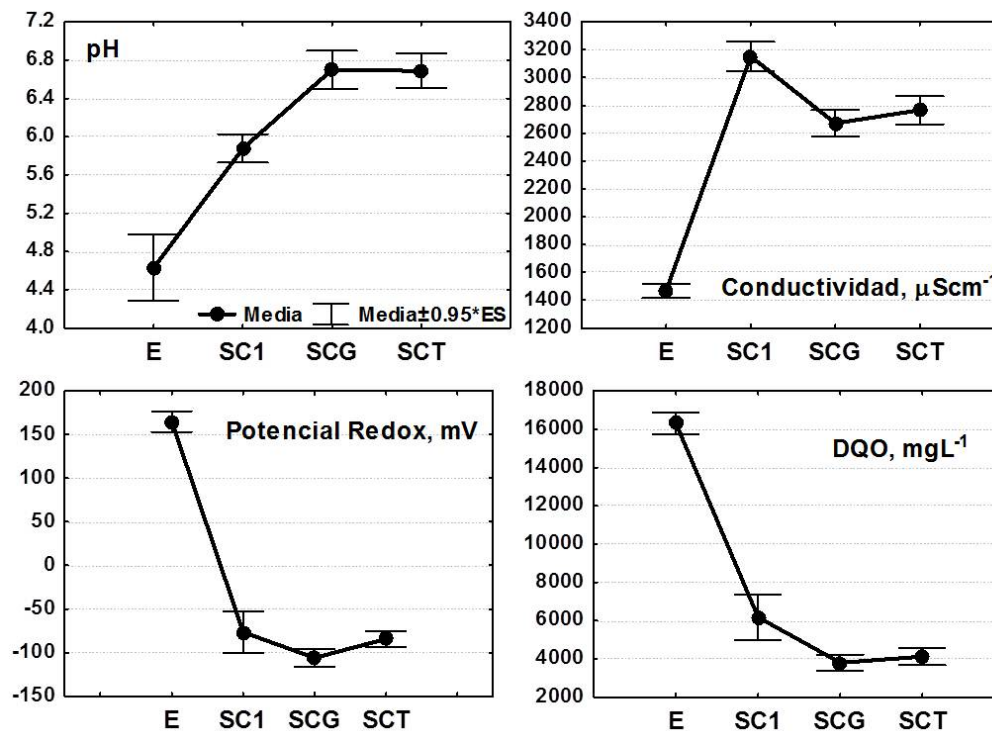


Fig. 2: Variación de los parámetros físico-químicos durante el tratamiento. (Nota: ES – error estándar de la media)

Además de la variabilidad inherente a cualquier proceso industrial, el cambio de vegetal introdujo una nueva fuente de variación en las cargas orgánicas del influente a la primera celda, con una DBO_5 promedio en el período en que se procesaba remolacha de 3650 mg L^{-1} y de 1194 mg L^{-1} en el período en que se procesaba zanahoria (equivalentes a 130 y $43 \text{ gDBO}_5/(\text{m}^2 \text{ día})$, respectivamente), lo cual es típico para estos procesos (Lehto *et al.*, 2009). Estos valores superan por mucho lo permitido para la DBO_5 por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 para descargas en embalses naturales o artificiales que se destinen a riego agrícola, 150 mg L^{-1} como promedio diario, así como las internacionales para este tipo de industria, 50 mg L^{-1} (World Bank Group, 2007). La DQO también presentó valores dispares al procesarse remolacha o zanahoria. En el primer caso las cargas promedio en la celda 1 fueron de $582 \text{ gDQO}/(\text{m}^2 \text{ día})$ y de $102 \text{ gDQO}/(\text{m}^2 \text{ día})$ para el segundo.

Los porcentajes de remoción de la DBO_5 y la DQO, al tratar el agua del pelado de la remolacha y la zanahoria, denominadas carga alta y baja respectivamente, se muestran en la Tabla 2. Se puede apreciar que las cargas orgánicas elevadas no pudieron ser llevadas hasta valores aceptables en el sistema bajo estudio, con el tiempo

de residencia utilizado, debiendo contemplarse un sistema anaerobio al inicio para homogeneizar las mismas mediante la digestión de los sólidos (Ronen & Wallace, 2010).

Para una mejor comparación de los cambios en órdenes de magnitud de la DBO_5 , en la Figura 3 se muestran, en escala logarítmica, los valores medios de este parámetro en los distintos puntos del sistema para las dos cargas orgánicas. Se puede apreciar que el humedal resultó mucho más efectivo al tratar un influente con valores de la DBO_5 por debajo de 1200 mg L^{-1} , llegando a valores inferiores a lo establecido en la NOM-001-ECOL-1996.

Tabla 2: Valores promedio y % de remoción de la DBO y DQO.

Punto	DBO5				DQO			
	Carga Alta		Carga Baja		Carga Alta		Carga Baja	
	Media±EEM	% Remoción	Media±EEM	% Remoción	Media±EEM	% Remoción	Media±EEM	% Remoción
E	3650±990		1194±207		16314±596		2855±1022	
SC1	2942±758	19.4	446±74	62.6	6181±1265	62.1	1107±701	61.2
SCG	1894±46	48.1	71±31	94.1	3795±455	76.7	224±98	91.6
SCT	2198±322	39.8	73±33	93.9	4117±467	74.8	239±92	92.2

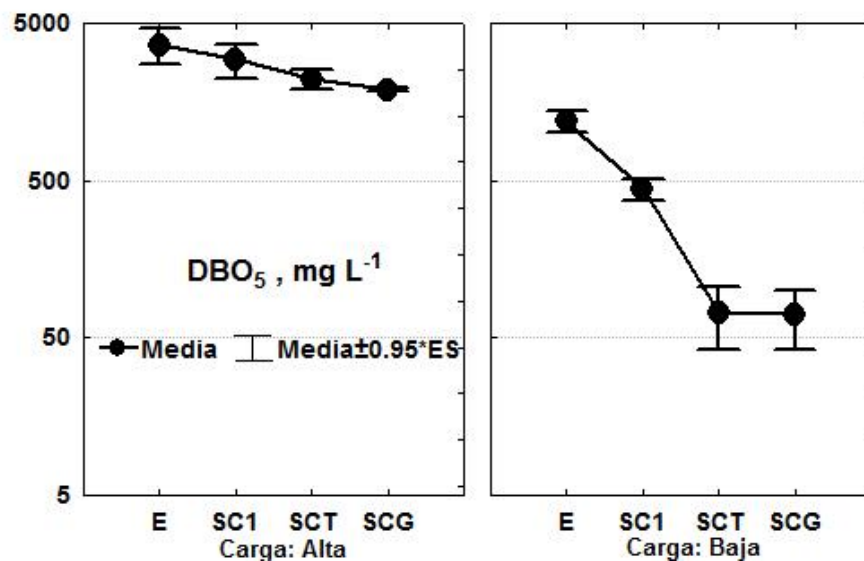


Fig. 3: Variación de la DBO_5 en los puntos de muestreo.

La remoción de DBO_5 y DQO alcanzada en el sistema de HFSS que se propone, demuestra la eficiencia del tratamiento al ser comparada con los valores de remoción que se reportan en diferentes trabajos, relacionados con efluentes similares, en las etapas del tratamiento en que se emplean humedales (Tabla 3). Considerando que en el sistema que se diseñó se incluyen dos humedales, los resultados son comparables con los obtenidos en sistemas con un pretratamiento anaerobio y dos humedales (Ronen & Wallace, 2010) y superiores a los obtenidos con cargas muy variables y dependientes de las mismas (Soroko, 2003).

En el tiempo de funcionamiento del sistema de humedales no se observaron síntomas de colmatación. No obstante se requiere de estudios a más largo plazo para evaluar este factor, que constituye uno de los problemas más significativos de estos sistemas de tratamiento (Knowles *et al.*, 2011). Por otra parte, aunque se

observó que el agua sale transparente, sin el color inicial y sin el olor que se detecta en el sedimentador, no se realizó una evaluación cuantitativa de estas características. La inclusión de un pretratamiento anaerobio económico, una fosa séptica para homogeneizar cargas y lograr una mayor remoción de sólidos suspendidos, está prevista en una etapa ulterior de investigación.

Tabla 3: Remoción de la carga orgánica en humedales de tratamiento con influentes similares.

Agua del procesamiento de	% remoción		Observaciones	Referencia
	DBO	DQO		
Café	50			Von Enden y Calvert, 1988
Producción de encurtidos	96-99		Pretratamiento anaerobio	Ronen y Wallace, 2010
Café	85.4	78.0		Selvamurugan <i>et al.</i> , 2010
Caña de azúcar	80			Grismer y Shepherd, 2011
Lavado de zanahoria		52		Kern <i>et al.</i> , 2006
Remolacha	100	90	TRH de 30 a 40 días	Anderson, 1999
Uva y manzana	67	66		Maja <i>et al.</i> , 2009
Procesamiento de vegetales	34-67	31-64		Soroko, 2003

En la Figura 4 se muestran los cambios de las concentraciones de nitritos, nitratos y amonio. Se puede observar que, en un balance general, las concentraciones de nitritos y amonio disminuyen, aumentando los de la especie más oxidada, el nitrato, lo que indica el avance de los procesos de nitrificación, especialmente en la primera celda, pues en las de grava y tezontle, disminuye el contenido de nitratos con respecto a la salida de la celda 1. Esto es consistente con el poder desnitrificante de la *Typha*, pues sus residuos aceleran la acción de bacterias heterótrofas (Gebremariam & Beutel, 2008).

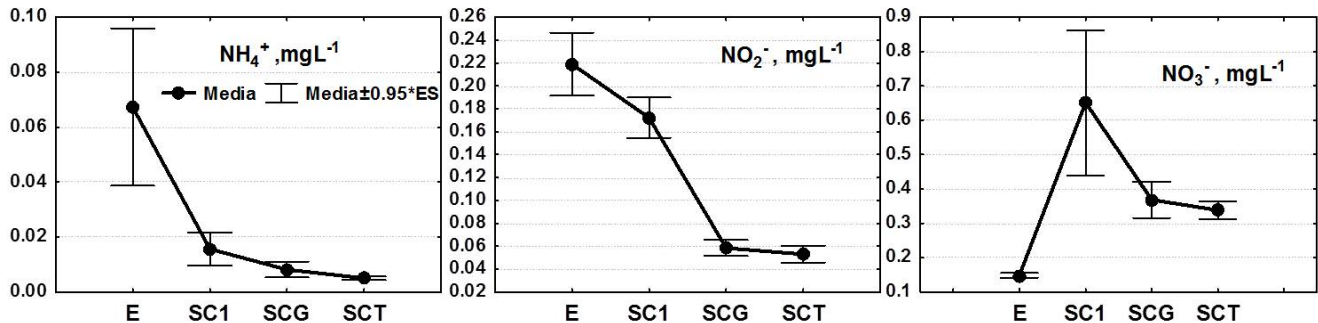


Fig. 4: Concentraciones de iones nitrogenados en los puntos de muestreo.

CONCLUSIONES

Se observó una estrecha relación entre el tipo de vegetal que se procesa y la carga orgánica del efluente, con valores de la DBO₅ y DQO en los intervalos de 1000 – 4500 y 2000 – 16000 mgL⁻¹, respectivamente.

Los resultados obtenidos muestran que bajo determinadas cargas, correspondientes a valores de la DBO₅ inferiores a 1200 mgL⁻¹, un HFSS de dos etapas, utilizando *Phragmites Australis* y *Typha Latifolia*, puede ser suficiente para el tratamiento de las aguas del pelado de hortalizas, alcanzando porcentajes de remoción de la DBO₅ y DQO superiores al 90%.

El tratamiento en el HFSS mejora las características organolépticas del agua residual y lleva el pH a valores cercanos a la neutralidad.

La variabilidad de la carga orgánica indica la necesidad de homogeneizar las cargas y disminuirlas a valores aceptables con un pretratamiento anaerobio.

AGRADECIMIENTOS

A la Empresa y a la Universidad Tecnológica de Izúcar de Matamoros por el soporte financiero para realizar la investigación.

REFERENCIAS

1. AIGroup (2011a). Australian Industry Group – Waste saving fact sheet: Managing waste in the fruit and vegetable processing industry. http://pdf.aigroup.asn.au/environment/20_Food_Processing_FruitVegetableWasteReduction_Factsheet.pdf, consultado, junio 02, 2012.
2. AiGroup (2011b). Australian Industry Group – Processed fruit and Water saving factsheet: Processed fruit and vegetables industry. http://pdf.aigroup.asn.au/environment/7082_WPA_fact_sheet_FRUIT.pdf, consultado, junio 06, 2012.
3. Anderson P. (1999). Constructed Wetland Treatment of Sugar Beet Wastewater. Abstracts of the 30th General Meeting of The American Society of Sugar Beet Technologists. <http://www.assbt-proceedings.org/ASSBT1999Proceedings/PassbtVol30Opp157to166ConstructedWetlandTreatmentofSugarBeetWasteWater.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
4. Arvanitoyannis, I.S. & Varzakas, T.H. (2008). Vegetable Waste Management: Treatment Methods and Potential Uses of Treated Waste. In Waste Management for the Food Industries (I.S. Arvanitoyannis, Ed.), pp. 703-761, Academic Press, London.
5. Bouallagui, H., Lahdheb, H., Ben Romdan, E., Rachdi, B. & Hamdi, M., (2009). Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, 90 (5), 1844–1849.
6. Carawan, R. E., Chambers, J.V. & Zall, R.R. (1979). Fruit and Vegetable Water and Wastewater Management. Extension Special Report No. AM-18E. Raleigh, North Carolina: N.C. Agricultural Extension Service.
7. Chahal, M.K., Gurpal S. Toor, G.S. & Santos, B.M. (2012). Chemical Characterization of Tomato Industry Wastewater, Florida, United States. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 107-114.
8. DPIW (2002). Australian Government, Department of Primary Industries and Water, Tasmania. Emission limit guidelines for fruit & vegetable processing activities that discharge pollutants into fresh and marine waters. http://epa.tas.gov.au/Documents/Emission_Limit_Guidelines_for_Fruit_and_Veg_Activities.pdf, consultado, junio 02, 2012.
9. El-Gohary, F., El-Kamah, H., Wahaab, R.A., Mahmoud, M. & Ibrahim H.A., (2012). Management of wastewater from the vegetable dehydration industry in Egypt – a case study. *Environmental Technology*, 33 (2), 211-219.
10. Farhadian, M., Borghei, M. & Umrana, V.V. (2007). Treatment of beet sugar wastewater by UAFB bioprocess. *Bioresource Technology*, 98 (16), 3080-3083.
11. García, J. (2004). Humedales construidos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en expansión. En Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos (J. García, J. Morató y J. Bayona, eds.), pp. 7-16, Ediciones CPET, Barcelona.

12. Gebremariam, S.Y. & Beutel, M.W. (2008). Nitrate removal and DO levels in batch wetland mesocosms: Cattail (*Typha* spp.) versus bulrush (*Scirpus* spp.). *Ecological Engineering*, 34 (4), 1-6.
13. Granholm, J.M. & Chester, S.E. (2007). Michigan fruit and vegetable processor's guide to environmental regulations. Michigan Department of Environmental Quality. http://www.michigan.gov/documents/deq/deq-ess-p2tas-FVGuidebook_199592_7.pdf, consultado, junio 02, 2012.
14. Grismer, M.E. & Shepherd, H.L., (2011). Plants in constructed wetlands help to treat agricultural processing wastewater. *California Agriculture*, 65 (2), 73-79.
15. Hacker, J., Mattingly, J. & Caputo, J. (2009). Environmental and Energy Study Institute, Issue Brief. Food and Crop Waste: A Valuable Biomass Feedstock. http://www.eesi.org/files/foodwaste_factsheet_finaldraft_040609_0.pdf, consultado, junio 02, 2012.
16. Heponiemi, A. & Lassi U. (2012). Advanced Oxidation Processes in Food Industry Wastewater Treatment – A Review. In Food Industrial Processes - Methods and Equipment, (B. Valdez Ed.), InTech. <http://www.intechopen.com/books/food-industrial-processes-methods-and-equipment/advanced-oxidation-processes-in-food-industry-wastewater-treatment-a-review>, consultado, junio 02, 2012.
17. Isoaari, P., Hermanowicz, S.W. & Rubin, Y. (2010). Sustainable Natural Systems for Treatment and Disposal of Food Processing Wastewater, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40 (7), 662-697.
18. Jiang, Y., Heaven, S. & Banks, C.J. (2012). Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste. *Renewable Energy*, 44, 206-214. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2012.01.012>.
19. Jones, C.L.W., Britz P., Davies M.T.T., Scheepers R., Cilliers, A., Crous, L., *et al.* (2011). The wealth in brewery effluent – water and nutrient Recovery using alternative technologies. Proceedings of the Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC-15 2011, Alexandria, Egypt. <http://iwtc.info/wp-content/uploads/2011/07/G127.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
20. Joshi, C. (2000). Food Processing Waste Treatment Technology. In Postharvest Technology of Fruits and Vegetables. (L.R. Verma and V.K. Joshi, eds.) pp. 440-483, Indus Publishing, New Delhi.
21. Kadlec, R.H. & Wallace, S.D. (2009). Treatment Wetlands, 2nd. Edition. Boca Raton, CRC Press, 1016 p.
22. Kern, J., Reimann, W. & Schlüter, O. (2006). Treatment of Recycled Carrot Washing. *Environmental Technology*, 27 (4), 459-466.
23. Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J. & García, J. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors, *Ecological Engineering*, 37 (2), 99–112.
24. Kosseva, M.R. (2011). Management and Processing of Food Wastes, In Comprehensive Biotechnology, Second Edition, Moo-Young M., ed.), pp. 557-593, Academic Press, Burlington.
25. Lehto, M., Sipilä, I., Sorvala, S., Hellstedt, M., Kymäläinen, H.R. & Sjöberg, A.M. (2009). Evaluation of on-farm biological treatment processes for wastewaters from vegetable peeling. *Environmental Technology*, 30 (1), 3-10.
26. Lehto, M., Sorvala, S., Kemppainen R., Salo, T. & Puumala, M. (2005). Wastes and Wastewaters from Vegetable Peeling Processes. Proceedings Information and Technology for Sustainable Fruit and Vegetable Production, FRUTIC 05, Montpellier France. <http://www.symposcience.org/exl-doc/colloque/ART-00001599.pdf>, consultado, junio 02, 2012.

27. Maja, J.M., Vrhovsek, D., Stuhlbacher, A. & Tjas, B., (2009). Treatment of wastewater in hybrid constructed wetland from the production of vinegar and packaging of detergents. *Desalination*, 247, 101–110.
28. Muro, C., Riera, F. & Díaz, M.C. (2012). Membrane Separation Process in Wastewater Treatment of Food Industry. In *Food Industrial Processes - Methods and Equipment*, (B. Valdez Ed.), InTech. <http://www.intechopen.com/books/food-industrial-processes-methods-and-equipment/membrane-separation-process-in-wastewater-treatment-of-food-industry>, consultado, junio 02, 2012.
29. Navarro A.E., Vázquez A. & Marrugo J.L. (2008). Eficiencia de un humedal piloto con operación intermitente. En *Memorias del Congreso Internacional en gestión sostenible del agua: reutilización, tratamiento y evaluación de la calidad* (J. Morató y G.A. Peñuela, eds). Editorial Red Alfa TECSPAR, Medellín, Colombia. <http://navarrof.orgfree.com/Investigacion/HumedalTecspar.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
30. NCDENR (2009). N.C. Division of Pollution Prevention and Environmental Assistance, Water Efficiency Fact Sheet – Industry Specific Processes: Fruit and Vegetable Processing. <http://infohouse.p2ric.org/ref/04/03106.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
31. Onet, C. (2010). Characteristics of the untreated wastewater produced by food industry, *Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului*, XV, 709-714.
32. Paranychianakis, N.V., Angelakis, A.N., Leverenz, H. & Tchobanoglous, G. (2006). Treatment of Wastewater With Slow Rate Systems: A Review of Treatment Processes and Plant Functions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36, 187–259.
33. Rappert, S. & Müller, R. (2005). Odor compounds in waste gas emissions from agricultural operations and food industries. *Waste Management*, 25 (9), 887-907.
34. Ronen, T. & Wallace, S., (2010). TAYA – Intensive wetland technology facilitates the treatment of high loads of organic pollutants and ammonia. http://www.naturallywallace.com/docs/51_Intensive%20Wetland%20Tech%20Facilitates%20Treatment%20High%20Loads.pdf, consultado, junio 02, 2012.
35. Safferman, S., Wright, T., Miller, S. & Higginbotham, A. (2007). 2005-2007 Green Project Alternatives for Food Processor's Wastewater, Michigan State University: Wastewater Characteristics and Quantities Associated with Fruit and Vegetable Processing in Michigan. <http://www.egr.msu.edu/~safferma/Research/Green/Deliverables/Catergorization.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
36. Selvamurugan, M., Doraisamy, P. & Maheswari, M. (2010). An integrated treatment system for coffee processing wastewater using anaerobic and aerobic process. *Ecological Engineering*, 36 (12), 1686-1690.
37. Şentürk, E., Ince, M. & Onkal, G. (2010). Treatment efficiency and VFA composition of a thermophilic anaerobic contact reactor treating food industry wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 176 (1-3), 843-848.
38. Soroko, M. (2003). The treatment of wastewater from small fruit and vegetable processing plants in the constructed wetlands. *Water-Environment-Rural Areas*, 3 (2), 119-128.
39. Stein, O.R., Hook, P.B., Biederman, J.A., Allen, W.C. & Borden, D.J. (2003). Does Batch Operation Enhance Oxidation in Subsurface Constructed Wetlands? *Water Science and Technology*, 48 (5), 149-156.
40. van Lier, J.B. (2008). High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Science & Technology*, 57 (8), 1137-1148.

41. Velmurugan, B. & Ramanujam, R.A. (2011). Anaerobic Digestion of Vegetable Wastes for Biogas Production in a Fed-Batch Reactor. *Int. J. Emerg. Sci.*, 1 (3), 478-486.
42. von Enden, J.C. & Calvert, K.C. (1988). Review of coffee waste water characteristics and approaches to treatment. Proceedings of 5th international Symposium on Anaerobic digestion, May 22-26, 1988, Bologna, pp 608-611. <http://www.coffee.20m.com/CoffeeProcessing/CoffeeWasteWater.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
43. Vymazal, J., (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2, 530-549.
44. Wallace, S.D. & Knight, R.L. (2006). Small Scale Constructed Wetland Treatment Systems. Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements. WERF Final Report. IWA Publishing, Alexandria, VA, USA, 304p.
45. Wang, H. (2008). Land application of vegetable processing wastes: Technical information for establishment and environmental monitoring of land application systems. Project 330-GSDC44 Report. <http://www.envirolink.govt.nz/PageFiles/355/330-GSDC44.pdf>, consultado, junio 02, 2012.
46. Wang, R.Y., Korboulewsky, N., Prudent, P., Baldy, V. & Bonin, G. (2009). Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. *Ecological Engineering*, 35 (2), 230-237.
47. World Bank Group (2007). Environmental, Health, and Safety Guidelines for Food and Beverage Processing. <http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/c7bfaf0048855482b314f36a6515bb18/Final%2B-%2BFood%2Band%2B Beverage%2BProcessing.pdf?MOD=AJPERES>, consultado, junio02, 2012.
48. Zheng, Y., Pan, Z. & Zhang, R. (2009). Overview of biomass pretreatment for cellulosic ethanol production. *Int. J. Agric. & Biol. Eng.*, 2 (3), 51-68.