

TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA MEDIANTE UN REACTOR RAFA Y UNA CELDA MICROBIANA DE COMBUSTIBLE

Cindy Yajaira MARTÍNEZ-SANTACRUZ¹, David HERRERA-LÓPEZ^{1*},
Rubén Fernando GUTIÉRREZ-HERNÁNDEZ² y Ricardo BELLO-MENDOZA^{1,3}

¹ El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Antiguo Aeropuerto km 2.5, Tapachula, Chiapas, México, C.P. 30700

² Instituto Tecnológico de Tapachula. Carretera Antiguo Aeropuerto km 2, Tapachula, Chiapas, México, C.P. 30700

³ University of Canterbury. Private Bag 4800, Christchurch, Nueva Zelanda, 8140

*Autor para correspondencia: dherrera@ecosur.mx

(Recibido: marzo 2015; aceptado noviembre 2015)

Palabras clave: digestión anaerobia, remoción de materia orgánica, sistema acoplado, densidad de potencia, eficiencia coulombica

RESUMEN

Se evaluó el desempeño de un sistema compuesto por un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) y una celda microbiana de combustible (CMC) en el tratamiento de agua residual de baja carga, así como la recuperación de energía de este sistema. El reactor RAFA (1 L) se alimentó de manera continua con agua residual doméstica bajo tiempos de retención hidráulica (TRH) de 12 y 6 h. La CMC (250 mL) fue operada por lotes y alimentada con agua residual cruda (TRH = 12 h) o con el efluente del reactor RAFA (TRH = 6 h). Se encontró que la remoción de materia orgánica en el sistema acoplado RAFA-CMC (88 % en demanda química de oxígeno (DQO), 75 % de carbono orgánico total (COT) y 79 % de sólidos suspendidos totales (SST)) fue superior a los niveles observados en el reactor RAFA (76 % DQO, 66 % COT y 73 % SST) y en la CMC (60 % DQO, 53 % COT y 40 % SST) cuando estos fueron operados de manera individual. La mayor densidad de potencia obtenida con la CMC fue de 176 mW/m², utilizando una resistencia de 1000 Ω, en tanto que la eficiencia coulombica fue de 8 %. El sistema RAFA-CMC demostró ser una buena alternativa para el tratamiento de agua residual y la generación simultánea de electricidad aún bajo condiciones de limitación de sustrato, es decir, con baja concentración de materia orgánica en el influente.

Key words: anaerobic digestion, organic matter removal, coupled system, power density, coulombic efficiency

ABSTRACT

The performance of a system consisting of an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and a microbial fuel cell (MFC) for the treatment of low-strength wastewater and the recovery of energy was evaluated. The UASB reactor (1 L) was continuously fed with raw domestic wastewater under hydraulic retention times (HRT) of 12 and 6 h. The MFC (250 mL) was operated in batch mode and fed with either raw wastewater (HRT = 12 h) or the effluent from the UASB reactor (HRT = 6 h). It was found that the removal of organic matter by the coupled UASB-MFC system (88 % chemical

oxygen demand (COD), 75 % total organic carbon (TOC) and 79 % total suspended solids (TSS) was higher than the levels obtained by the UASB reactor (76 % COD, 66 % TOC and 73 % TSS) and the MFC (60 % COD, 53 % TOC and 40 % TSS) when these were operated individually. The highest power density obtained in the MFC was 176 mW/m² with 1000 Ω resistance, whereas the coulombic efficiency was 8 %. The UASB-MFC system proved to be a good alternative for the treatment of wastewater and the simultaneous generation of electricity even under substrate limiting conditions, such as low concentration of organic matter in the influent.

INTRODUCCIÓN

El tratamiento de agua residual doméstica en reactores anaerobios de lecho de lodos y flujo ascendente (RAFA) presenta importantes ventajas frente a los métodos aerobios convencionales tales como la generación mínima de lodos excedentes y la producción de metano (Chernicharo 2006, Foresti *et al.* 2006, Cervantes *et al.* 2011). Con el uso de estos reactores se han reportado eficiencias de remoción de demanda química de oxígeno (DQO) y de sólidos suspendidos totales (SST) superiores al 60 % y 50 %, respectivamente (Elmitwalli *et al.* 2003, Halalshah *et al.* 2005, Das y Chaudhari 2009). Sin embargo, los efluentes suelen requerir postratamiento para mejorar su calidad, lo que puede ser visto como una desventaja del proceso de tratamiento anaerobio. Las modestas eficiencias de remoción que suelen presentar los reactores RAFA se deben, en parte, a las características mismas del agua residual doméstica tales como su composición compleja y su baja concentración de materia orgánica (i.e. sustratos), lo que puede limitar la actividad microbiana (Van Haandel *et al.* 2006). Por otra parte, cuando los reactores RAFA son operados a altas velocidades de flujo, los sólidos suspendidos presentes en el influente no son apropiadamente retenidos y no se lleva a cabo la digestión de los mismos, afectando la eficiencia del sistema (Chernicharo 2006, Foresti *et al.* 2006, Pham *et al.* 2006). Por lo anterior, diversas investigaciones han señalado el beneficio de aplicar procesos combinados para el tratamiento de las aguas residuales domésticas con el objetivo de obtener los beneficios de los procesos de digestión anaerobia al tiempo de mejorar la calidad de los efluentes tratados y cumplir con las regulaciones ambientales (Torres 2001, Chernicharo 2006, Foresti *et al.* 2006, Pham *et al.* 2006, Van Haandel *et al.* 2006).

Las celdas microbianas de combustible (CMC) son eficientes aún a concentraciones bajas de sustrato, donde la digestión anaerobia presenta

limitaciones (Logan y Regan 2006b, Pham *et al.* 2006). Por lo anterior pueden constituir una alternativa para el tratamiento de aguas residuales domésticas, ya sea si se les usa de manera individual o formando parte de un sistema combinado RAFA-CMC. En estos dispositivos, los microorganismos que degradan la materia orgánica presente en el agua residual transfieren electrones a un ánodo y de allí éstos pasan hacia un cátodo a través de un circuito externo, creando un flujo de electrones y generando electricidad en lugar de consumir energía (Kim *et al.* 2004, Liu *et al.* 2004, Logan y Regan 2006b). Las CMC han sido aplicadas a escala de laboratorio principalmente en el tratamiento de aguas residuales industriales (alimentos, papel, cerveza, etc.), presentando altas eficiencias coulombicas debido a las cargas orgánicas altas y constantes de estos efluentes (Liu *et al.* 2004, Logan 2004, Min y Logan 2004, Logan *et al.* 2005, Min *et al.* 2005, Feng *et al.* 2008, Ahn y Logan 2009, Lefebvre *et al.* 2011). En contraste, se han realizado escasas investigaciones sobre sistemas acoplados a CMC para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Si bien se ha ensayado la aplicación de CMC en el tratamiento de efluentes de baja carga orgánica, esto se ha hecho utilizando agua residual sintética (a base de glucosa, acetato, butirato o lactato como donador de electrones) (Liu *et al.* 2005 y Zhang *et al.* 2012) o agua residual doméstica modificada para lograr una carga orgánica constante y con ello mayores rendimientos de potencia (Liu *et al.* 2011, Jiang *et al.* 2012). Por lo tanto, resulta deseable caracterizar el desempeño de CMC al tratar agua residual doméstica bajo condiciones reales (sin modificación alguna y con concentraciones de DQO fluctuantes). De igual forma, es de gran interés investigar el uso de estos dispositivos para tratar los efluentes de reactores RAFA y con ello mejorar su calidad. Por lo anterior, este trabajo de investigación tuvo como objetivo comparar el desempeño de un sistema acoplado RAFA-CMC con el de los reactores individuales en el tratamiento de agua residual real.

MATERIALES Y MÉTODOS

Agua residual

El agua residual cruda fue recolectada a la entrada de la planta de tratamiento de aguas residuales de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) en la ciudad de Tapachula, Chiapas, México. Estas aguas residuales se generan en sanitarios, duchas, cocinas y laboratorios. Las principales características del agua residual se presentan en el **cuadro I**.

Aparato experimental

El prototipo de reactor RAFA utilizado consistió en una columna cilíndrica de acrílico con un volumen de trabajo de 1 L a la que se le instaló un puerto de alimentación en la parte inferior, un puerto de salida y un colector de gas en la parte superior, así como tres puertos de muestreo, cada uno a diferentes alturas de la columna (**Fig. 1**).

El prototipo de CMC utilizado fue del tipo "H" (Logan 2008), constituido por dos frascos de vidrio, cada uno con un volumen de trabajo de 250 mL (**Fig. 1**). Los frascos se unieron mediante un puente de vidrio

y una membrana de intercambio catiónico (MIC) (CMI-7000S, Membranes International; Min *et al.* 2005). La MIC fue sometida a un pretratamiento de acuerdo con las recomendaciones del fabricante. Como ánodo se utilizó un escobillón de fibras de carbón (2.5 mm de diámetro y 2.5 mm de longitud, The Mill-Rose Company) y como cátodo se usó tela de carbón de 2.6×5 cm (Jung y Regan 2007) cubierta con una película de carbón activado y platino como catalizador de acuerdo con Logan *et al.* (2006). La cámara catódica se llenó con 250 mL de amortiguador de fosfato (50 mM, pH 7.0), manteniéndola en condiciones aerobias mediante el burbujeo continuo de aire. La distancia entre los electrodos fue aproximadamente de 15 cm. El ánodo se unió a una resistencia usando alambre de cobre, mientras que el cátodo se unió a la misma resistencia pero con alambre de titanio. Se utilizó una resistencia externa (R_{ext}) de 1000Ω . El voltaje producido se midió con un multímetro (Steren, MUL-600) conectado a una computadora personal por medio de una interfase para el almacenamiento de los datos.

CUADRO I. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL ALIMENTADA A LOS REACTORES RAFA, CMC Y RAFA-CMC

Medio	DQO	COT	SST
Agua residual de baja carga orgánica	220 mg/L a 370 mg/L	28 mg/L a 50 mg/L	40 mg/L a 70 mg/L

RAFA = Reactor anaerobio de flujo ascendente, CMC = celda microbiana de combustible, DQO = Demanda química de oxígeno, COT = Carbono orgánico total, SST = Sólidos suspendidos totales

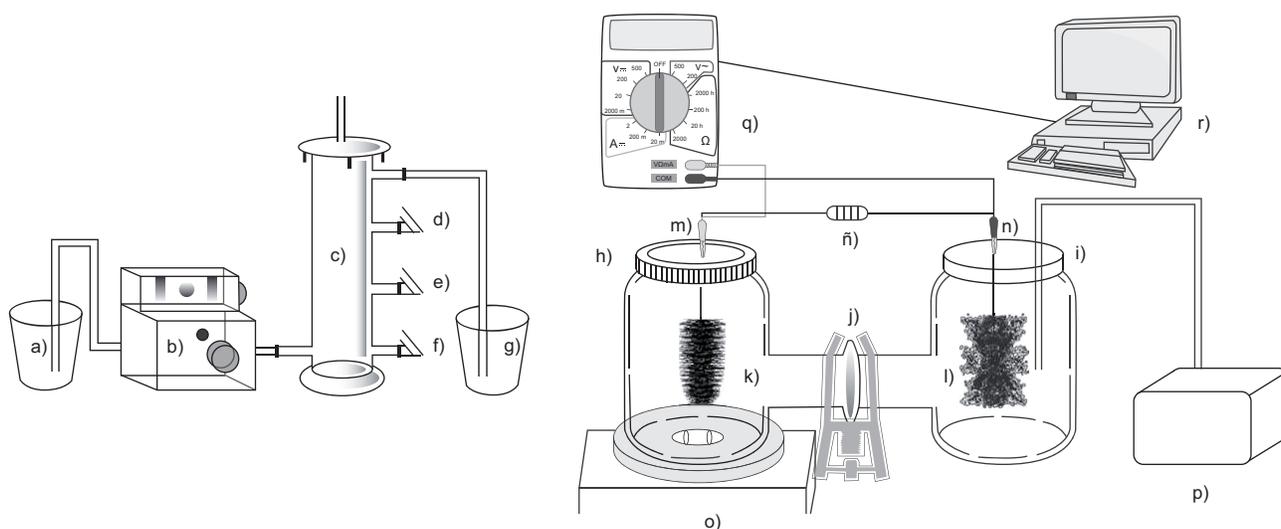


Fig. 1. Esquema del sistema experimental reactor anaerobio de flujo ascendente-celda microbiana de combustible. (a) influente, (b) bomba peristáltica, (c) reactor RAFA, (d), (e), (f) puertos de muestreo, (g) efluente, (h) cámara anódica, (i) cámara catódica, (j) membrana de intercambio catiónico, (k) escobillón de fibra de carbón, (l) tela de carbón, (m) alambre de cobre, (n) alambre de titanio, (ñ) resistencia externa, (o) agitador magnético, (p) bomba de aire, (q) multímetro, (r) computadora.

Inoculación de los reactores RAFA y CMC

Se usaron dos reactores RAFA, los cuales fueron inoculados con 500 mL de lodos anaerobios (47 % de sólidos volátiles) cada uno. Las dos CMC utilizadas fueron inoculadas con 125 mL de lodos anaerobios (48.8 % de sólidos volátiles), cada una, y alimentadas con 75 mL de agua residual cruda cada 24 h bajo condiciones anaerobias. Durante el arranque de las CMC se utilizó permanganato de potasio (20 mM) como electrolito para el cátodo.

Operación de los reactores RAFA y CMC

En una primera etapa experimental, los dos reactores RAFA fueron alimentados con agua residual cruda bajo régimen continuo y con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 12 h (RAFA1) y de 6 y 3 h (RAFA2). Paralelamente, las dos CMC fueron alimentadas con agua residual cruda bajo régimen de operación por lotes con TRH de 12 h (CMC1) y 6 h (CMC2). En ambas CMC, la cámara anódica se mantuvo en condiciones homogéneas por medio de un agitador magnético a 200 rpm y a la cámara catódica se añadió periódicamente amortiguador de fosfato para mantener el volumen de 250 mL.

En la siguiente etapa experimental porciones del efluente del reactor RAFA2 fueron tratadas en la cámara anódica de la CMC2 la cual se operó con TRH de 9, 6 y 3 h (**Cuadro II**). Las CMC se operaron durante 20 ciclos consecutivos para cada valor de TRH. El estudio se desarrolló a temperatura ambiente (T_{\max} 33 °C, T_{\min} 25 °C).

CUADRO II. TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICA (TRH) ENSAYADOS EN EL SISTEMA ACOPLADO REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE - CELDA MICROBIANA DE COMBUSTIBLE (RAFA-CMC)

Reactor	TRH (h)		
RAFA	6	3	3
CMC	6	9	3
TRH total	12	12	6

Cálculos y mediciones analíticas

Se desarrolló una curva de polarización de acuerdo con lo estipulado por Logan (2008). La curva de polarización se obtuvo al medir el voltaje en la celda con distintas resistencias externas ($R_{\text{ext}} = 150$ a $15\,000 \Omega$). Con cada resistencia se realizaron tres ciclos, cada uno con una duración de 21 h. El voltaje de la CMC se midió cada 15 min por medio de un multímetro con sistema de adquisición de datos. La corriente (I)

se calculó a partir de $I = E_{\text{CMC}}/R_{\text{ext}}$ y la potencia (P) como $P = E_{\text{CMC}}^2/R_{\text{ext}}$. La densidad de potencia (DP) y la densidad de corriente (DI) se calcularon con las siguientes fórmulas: $DP = P/A_{\text{cat}}$ y $DI = E_{\text{CMC}}/(A_{\text{cat}} \times R_{\text{ext}})$, respectivamente, normalizadas por el área del cátodo. En estas ecuaciones, E_{CMC} es el voltaje producido por la celda, R_{ext} es la resistencia externa empleada, P es la potencia de la CMC y A_{cat} es el área del cátodo utilizada. La eficiencia de Coulomb (EC) se calculó de acuerdo con la fórmula $C_E = (8 \times I \times t)/(F \times V_{\text{an}} \times \Delta DQO)$, donde 8 es una constante usada para DQO, I es la corriente producida por la CMC, t es el tiempo que tarda cada ciclo, F es la constante de Faraday, V_{an} es el volumen de líquido de la cámara anódica y ΔDQO es la variación de concentración de la DQO.

Se colectaron muestras de agua en la entrada y salida de los reactores RAFA y CMC para su caracterización fisicoquímica. La DQO y los SST se determinaron de acuerdo con los métodos 5220A y 2540D, respectivamente, ambos descritos en APHA (1995). El carbono orgánico total se midió con un analizador automático (Shimadzu, TOC-VCSH). Los resultados reportados son valores promedio para cada uno de los TRH establecidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Desempeño de los sistemas

El desempeño de los sistemas se presenta en la **figura 2**. Como era de esperarse, los niveles promedio de remoción de la DQO, el COT y los SST mejoraron al aumentarse el TRH. Por ejemplo, la remoción de la DQO en el reactor RAFA pasó de alrededor de 50 % con un TRH de 3 h, a 64 % con 6 h de TRH y de allí a alrededor de 76 % cuando el TRH aumentó a 12 h. El aumento en la remoción de la DQO fue aún más notable en la CMC ya que pasó de 35 % a 60 % cuando el TRH se incrementó de 6 h a 12 h. Una tendencia similar fue observada en el sistema RAFA-CMC, aunque en este caso la mejora fue proporcionalmente menor ya que pasó de 76 % con el TRH de 6 h a alrededor de 88 % con el TRH más alto (12 h). La mejora en la remoción de la materia orgánica al aumentar el TRH puede explicarse por el mayor tiempo de contacto entre los sustratos y la biomasa, lo que conduce a mayores niveles de degradación. La mejor retención de los SST en el lecho de lodos (**Fig. 2c**) también contribuye a una mayor remoción de la DQO y del COT en el reactor RAFA.

De manera consistente, el sistema RAFA-CMC mostró niveles de remoción de DQO, COT y SST

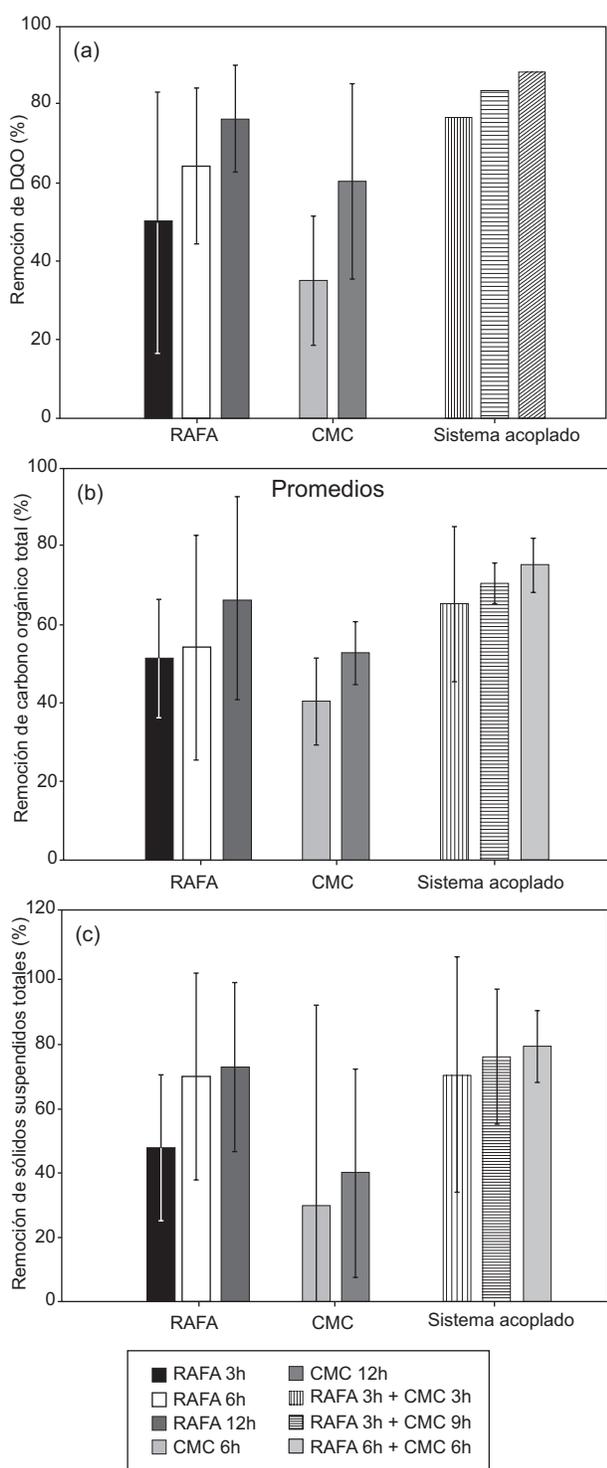


Fig. 2. Eficiencias de remoción logradas por los reactores de lecho de lodo anaerobio y flujo ascendente (RAFA), celda microbiana de combustible (CMC) y sistema acoplado (RAFA-CMC). (a) demanda química de oxígeno (DQO), (b) carbono orgánico total (COT), (c) sólidos suspendidos totales (SST)

superiores a los logrados por los reactores RAFA y CMC al ser operados de manera individual. En el caso del COT, el nivel de remoción más alto alcanzado por el reactor RAFA (65 % con TRH de 12 h) fue sólo comparable con el nivel más bajo logrado por el sistema RAFA-CMC al ser operado con un menor TRH (6 h). Con un TRH de 12 h, el sistema RAFA-CMC alcanzó niveles de remoción de COT de alrededor de 75 %. Los niveles de remoción más bajos fueron observados en la CMC lo que puede explicarse por la menor capacidad de retención e hidrólisis de los sólidos suspendidos de este tipo de sistemas. En este aspecto, el reactor RAFA es superior ya que los sólidos suspendidos son mejor retenidos e hidrolizados en el lecho de lodos. No obstante, una vez removida una parte sustancial de los SST por el reactor RAFA y al ser alimentado el efluente a la CMC, ésta mostró capacidad para continuar la degradación de la materia orgánica, pese a su muy baja concentración y mejorar así la calidad del efluente final tratado. Es así que el sistema RAFA-CMC parece combinar las fortalezas de los reactores individuales. El mejor desempeño logrado por el sistema RAFA (6 h TRH) – CMC (6 h TRH) frente a la combinación RAFA (3 h TRH) – CMC (9 h TRH), refuerza este razonamiento.

Las eficiencias de remoción del sistema RAFA-CMC son similares a las reportadas en otros trabajos para sistemas acoplados usados en el tratamiento de aguas residuales domésticas y sintéticas (**Cuadro III**). Por ejemplo, Jiang *et al.* (2012) y Zhang *et al.* (2012) obtuvieron eficiencias de remoción de la DQO de 85 % y 82 %, respectivamente. Esto indica que el sistema ensayado obtuvo una eficiencia de remoción de la DQO aceptable (88 %) en comparación con lo reportado por estos investigadores. Cabe resaltar el buen arranque y funcionamiento del RAFA y la CMC observados durante los ensayos, lo que permitió buenos niveles de remoción de la materia orgánica y de los SST aún cuando los TRH fueron mucho más cortos y el sustrato disponible fue más limitado y variable. Al examinar la información presentada en el **cuadro III**, hay que tomar en cuenta que es difícil hacer comparaciones entre sistemas, debido a los múltiples factores involucrados y a las condiciones específicas de cada unidad experimental. Puede observarse, sin embargo, que aún hacen falta más trabajos de investigación sobre sistemas acoplados a CMC que permitan mejores eficiencias de remoción de la materia orgánica durante el tratamiento de aguas residuales domésticas sin modificación alguna.

Con las reservas antes señaladas, puede observarse que las eficiencias de remoción de la DQO y de los SST mostradas por la CMC con un TRH

CUADRO III. REMOCIONES DE MATERIA ORGÁNICA Y DE SÓLIDOS OBSERVADAS EN EL REACTOR DE LECHO DE LODO ANAEROBIO Y FLUJO ASCENDENTE (RAFA) Y EN LA CELDA MICROBIANA DE COMBUSTIBLE (CMC), ASÍ COMO EN LOS SISTEMAS ACOPLADOS

Reactor	Sustrato	Aplicación	Condiciones	Remoción	Referencia
RAFA-RBS	ARD	Tratamiento de agua residuales domésticas	DQO= 240 a 762 mg/L SST= 100 a 310 mg/L TRH= 4 y 3 h (UASB)	57 % de DQO (4 h) 52.4 % de DQO (3 h) 53.4 % de SST (3h)	Moawad <i>et al.</i> 2009
CMC- Fotobiorreactor	ARD	Tratamiento continuo de aguas residuales domésticas	DQO= 321±6 mg/L TRH= 126.5 h	85 % de DQO	Jiang <i>et al.</i> 2012
RAFA-CMC	AR con glucosa	Eliminación de sulfuros y generación de energía	DQO= 2000 mg/L TRH= 40 h (30 días)	82 % de DQO	Zhang <i>et al.</i> 2012
RAFA- CMC	ARD	Tratamiento de agua residual de baja carga	DQO= 220 a 370 mg/L COT= 28 a 50 mg/L SST= 40 a 70 mg/L TRH= 12 y 6 h	88 % de DQO (12 h) 76 % de DQO (6 h)	Este trabajo
CMC (Doble cámara)	ARD	Remoción de materia orgánica y desnitrificación	DQO= 394±143 mg/L SST= 349±62 mg/L TRH=96 h	65 % de DQO 30 % de SST	Lefebvre <i>et al.</i> 2008
CMC (Doble cámara)	ARDM	Eliminación de materia orgánica (DQOS y COT)	DQO= 2250-2268 mg/L COT= 812 mg/L TRH= 8 h	80 % de DQO	Buitrón y Pérez 2011
CMC (Doble cámara)	ARDM	Tratamiento de agua residuales domésticas	20 % ARD 80 % SS TRH= 2.3 días (21 ciclos)	80 % de DQO.	Buitrón y Cervantes-Astorga 2013
CMC (Doble cámara)	ARD	Tratamiento de agua residual de baja carga	DQO= 220 a 370 mg/L COT= 28 a 50 mg/L SST= 40 a 70 mg/L TRH= 12 y 6 h	60 % de DQO (12 h) 35 % de DQO (6 h)	Este trabajo
RAFA	ARD	Tratamiento de agua residuales domésticas	DQO= 240 a 340 mg/L T= 13.5 °C a 15 °C TRH de 10-11 h	54-58 % de DQO 75-85 % de SST	Álvarez <i>et al.</i> 2006
RAFA	ARD	Tratamiento de agua residuales domésticas	DQO= 180 a 210 mg/L TRH= 8, 6 y 4 h	72 % de DQO (8 h) 70 % de DQO (6 h) 67 % de DQO (4 h)	Das y Chaudhari 2009
RAFA	ARD	Tratamiento de agua residual de baja carga	DQO= 220 a 370 mg/L COT= 28 a 50 mg/L SST= 40 a 70 mg/L TRH= 12, 6 y 3 h	76 % de DQO (12 h) 64 % de DQO (6 h) 50 % de DQO (3 h)	Este trabajo

RBS = Reactor biológico secuencial, ARD = Agua residual doméstica, ARDM = Agua residual doméstica modificada, SS = Solución sintética, DQO = Demanda química de oxígeno, DQOS = Demanda química de oxígeno soluble, SST = Sólidos suspendidos totales, COT = Carbono orgánico total, T = Temperatura, TRH = Tiempo de retención hidráulica

de 12 h, son similares a las reportadas en otros trabajos (**Cuadro III**). Por ejemplo, Lefebvre *et al.* (2008) obtuvieron eficiencias de remoción de 65 % en el caso de la DQO y de 30 % en el caso de los SST. Por su parte, Buitrón y Pérez (2011) lograron una eficiencia más alta (80 % de remoción de la DQO soluble y el COT) aunque en este caso usando agua residual adicionada con glucosa para mantener una concentración de la DQO más alta y constante. De manera similar, Buitrón y Cervantes-Astorga (2013) reportaron eficiencias de remoción de 80 % de DQO. En este trabajo, los autores utilizaron agua residual doméstica adicionada con CH_3COONa como fuente de carbono, solución amortiguadora de fosfatos pH 7.0, vitaminas y soluciones de minerales, para mantener una concentración estable de la DQO. Las eficiencias de remoción de la DQO observadas en nuestro estudio parecen bajas si se les compara con los valores reportados por otros autores. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que la alta eficiencia de remoción de la DQO obtenida en esos trabajos pudo verse favorecida por una mayor concentración de DQO soluble y de fácil degradación.

El desempeño del reactor RAFA se compara favorablemente con los resultados conseguidos en trabajos anteriores (**Cuadro III**). En el estudio realizado por Álvarez *et al.* (2006) se lograron eficiencias de remoción de la DQO de 54-58 % y de remoción de SST de 75-85 %. Das y Chaudhari (2009) encontraron eficiencias de remoción de la DQO de 72 %, 70 % y 67 % con TRH de 8 h, 6 h y 4 h, respectivamente. Por su parte, Moawad *et al.* (2009) obtuvieron remociones de 52 % para el caso de la DQO y 53 % en el de los SST. Cabe resaltar que el reactor RAFA en nuestro estudio presentó eficiencias de remoción aceptables a pesar de los factores que pudieron limitar el desempeño del proceso, tales como la baja concentración del influente, las amplias variaciones en la DQO de entrada y la composición compleja y variable del agua residual.

Desempeño electroquímico y eficiencia coulombica de la CMC

Se obtuvieron diferentes voltajes durante el tratamiento del agua residual doméstica en la CMC (**Fig. 3**). Se seleccionaron 10 ciclos, los cuales mostraron un patrón de salida de voltaje similar. Se observó un comportamiento semiestable en la generación de voltaje con algunos de los TRH utilizados. El voltaje y la densidad de potencia generada con cada uno de los TRH ensayados se muestran en el **cuadro IV**. Se obtuvo una densidad de potencia máxima de 173 mW/m^2 y un valor mínimo de 0.04 mW/m^2 . Los valores de voltaje y de densidad de potencia obtenidos por la CMC son similares a los reportados en otros

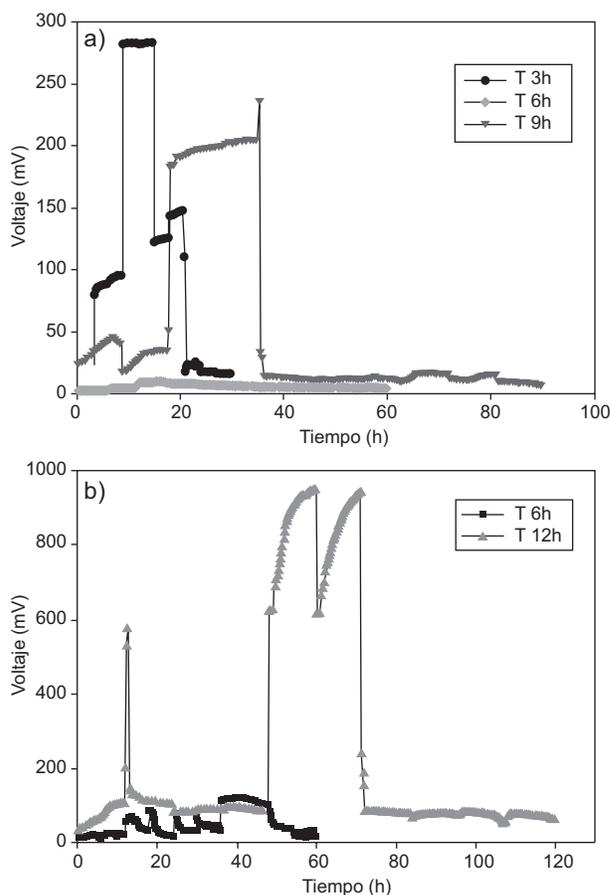


Fig. 3. Voltaje en función del tiempo de tratamiento. (a) celda microbiana de combustible (CMC) alimentada con el efluente del lecho de lodo anaerobio y flujo ascendente (RAFA), tiempo de retención hidráulica (TRH) 3 h (●), TRH 6 h (◆), TRH 9 h (▼), (b) CMC alimentada con agua residual cruda, TRH 6 h (■), TRH 12 h (▲)

estudios (Liu y Logan 2004, Liu *et al.* 2004, Kim *et al.* 2005, Lefebvre *et al.* 2008, Hays *et al.* 2011, Ahn y Logan 2013, Buitrón y Cervantes-Astorga 2013).

La CMC alcanzó una eficiencia coulombica máxima de alrededor de 8 % con un TRH de 12 h. Con los otros TRH, la EC varió desde 0.2 % hasta 4 % (**Cuadro IV**). Las bajas eficiencias coulombicas alcanzadas por la CMC pueden deberse a la composición compleja del agua residual doméstica, la que contiene sustratos fermentables pero también aceptores de electrones alternos, tales como nitratos y sulfatos, que son responsables de una pérdida importante de los electrones transferidos (Liu y Logan 2004, He *et al.* 2005, Logan y Regan 2006b). De igual forma, puede ocurrir una competencia por donadores de electrones entre las bacterias electroactivas y los organismos fermentativos y metanogénicos

CUADRO IV. VOLTAJE, DENSIDAD DE POTENCIA Y EFICIENCIA COULÓMBICA PARA CADA UNO DE LOS TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRÁULICA (TRH) ENSAYADOS

TRH	Sustrato	Voltaje (mV)	Densidad de potencia (mW/m ²)	Eficiencia coulombica (%)
3 h	Agua residual previamente tratada por reactor RAFA	$V_{\min}=15 - V_{\max}=283$	11	4
6 h	Agua residual previamente tratada por reactor RAFA	$V_{\min}=3 - V_{\max}=11$	0.04	0.2
6 h	Agua residual cruda	$V_{\min}=25 - V_{\max}=122$	5.02	0.7
9 h	Agua residual previamente tratada por reactor RAFA	$V_{\min}=13 - V_{\max}=237$	8	3
12 h	Agua residual cruda	$V_{\min}=76 - V_{\max}=999$	173	8

RAFA = Reactor anaerobio de flujo ascendente

involucrados en el proceso de remoción de la materia orgánica (He *et al.* 2005 Lefebvre *et al.* 2008, Katuri *et al.* 2011). Otra razón podría ser una baja densidad de bacterias exoelectrogénicas y una baja producción de mediadores (Liu *et al.* 2004). Debido a lo anterior, las eficiencias coulombicas que registra la literatura varían de acuerdo con la configuración de las CMC y el tipo de sustrato empleado (Alzate-Gaviria *et al.* 2008). No obstante, las eficiencias coulombicas observadas en este estudio (0.2 a 8 %) se encuentran dentro del rango reportado por otros autores (Liu *et al.* 2004, He *et al.* 2005, Hays *et al.* 2011, Buitrón y Cervantes-Astorga 2013) y son típicas para aguas residuales domésticas.

Curva de polarización y densidad de potencia de la CMC

Las densidades de corriente y de potencia generadas por la CMC variaron en función de la resistencia externa aplicada. La **figura 4a** presenta la curva de voltaje en función de la resistencia externa en tanto que la **figura 4b** presenta las curvas de polarización y de densidad de potencia obtenidas al alimentar la CMC con agua residual doméstica cruda. La mayor densidad de corriente (0.023 mA/cm²) se obtuvo con la resistencia más pequeña utilizada en el ensayo (150 Ω). La densidad de corriente disminuyó a medida que aumentó la resistencia externa. Este comportamiento es similar a lo reportado anteriormente e indica que bajas resistencias externas favorecen la transferencia de electrones al ánodo por la bacterias exoelectrogénicas, lo que aumenta la generación de corriente eléctrica (densidad de corriente; Katuri *et al.* 2011). Lo observado se puede explicar por las diferentes cinéticas en la utilización de sustratos, por variaciones en las actividades metabólicas microbianas y por las tasas de transferencia de electrones bajo diferentes resistencias externas (Picioreanu *et al.* 2008).

Con una resistencia de 5500 Ω se obtuvo una densidad de potencia máxima de 28.59 mW/m² (DI = 0.006 mA/cm² y $E_{mfc} = 0.44$ V). Este valor de

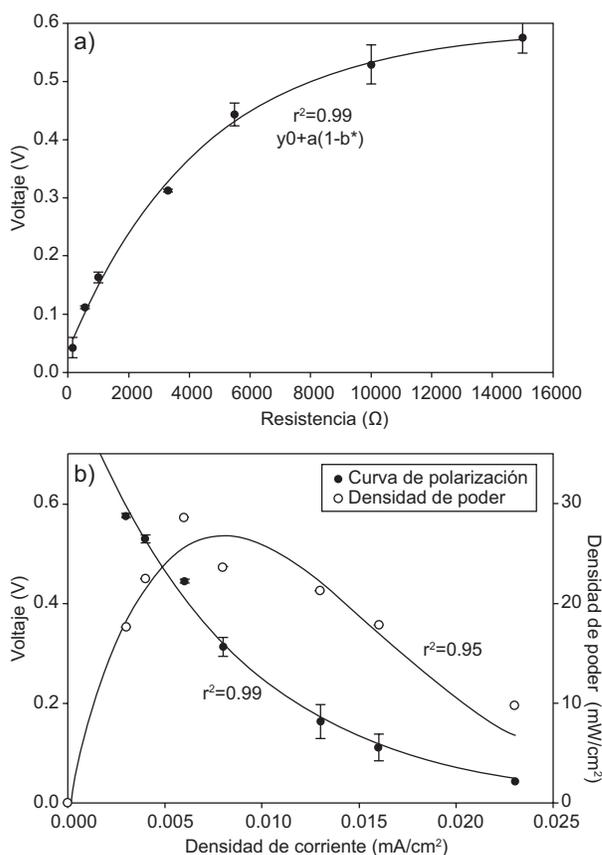


Fig. 4. Curvas de polarización y de poder. (a) voltaje obtenido en función a la resistencia, (b) densidades de corriente y de poder obtenidas durante la caracterización de la celda microbiana de combustible.

densidad de potencia es similar a los valores reportados por otros investigadores en el tratamiento de aguas residuales domésticas (**Cuadro V**). La densidad de potencia alcanzada es mayor a la reportada por Rodrigo *et al.* (2007) y similar a la lograda por Liu y Logan (2004) y Liu *et al.* (2004) al utilizar una CMC alimentada con agua residual doméstica de baja carga orgánica. De acuerdo con la literatura, la generación de poder (densidades de potencia máxima) varía

CUADRO V. DENSIDADES DE POTENCIA OBTENIDAS EN CELDAS DE COMBUSTIBLE MICROBIANAS Y SUS ESPECIFICACIONES TÉCNICAS

Celda	Inóculo	Sustrato	Desempeño	Condiciones	Referencia
Doble cámara con puente salino	Agua residual modificada	Agua residual modificada	$P_{An} = 14 \text{ mW/m}^2$	DQO= 2250-2268 mg/L O = 8 h $R \leq 1000 \Omega$	Buitrón y Pérez 2011
Doble cámara con puente salino	Lodos anaerobios	Agua residual doméstica	$P_{An} = 25 \text{ mW/m}^2$	DQO= 300 mg/L O = 12 d $R \leq 125 \Omega$	Rodrigo <i>et al.</i> 2007
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Lodos anaerobios	Agua residual modificada	$P_{An} = 8 \text{ mW/m}^2$	T = 30 °C O = 50 h $R \leq 470 \Omega$	Kim <i>et al.</i> 2005
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual doméstica	Agua residual doméstica	$P_{An} = 9.4 \text{ mW/m}^2$ $P_{Anv} = 0.19 \text{ mW/m}^3$	DQO= 394±143 mg/L R = 5000 Ω	Lefebvre <i>et al.</i> 2008
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual modificada	Agua residual doméstica	$P_{Anv} = 20.3 \text{ mW/m}^3$	DQO= 321±6 mg/L R = 25 Ω	Jiang <i>et al.</i> 2012
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual modificada	Agua residual modificada	$P_{An} = 40 \text{ mW/m}^2$	T = 30°C O = 232 h $R \leq 1000 \Omega$	Min <i>et al.</i> 2005
Doble cámara con membrana (Nafion 117)	Lodos anaerobios	Agua residual de baja carga	$P_{An} = 173 \text{ mW/m}^2$	DQO= 220 a 370 mg/L O _t = 12 h R = 1000 Ω	Este trabajo
Una sola cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual doméstica	Agua residual doméstica	$P_{An} = 28 \text{ mW/m}^2$	DQO= 200-300 mg/L O = 120 h $R \leq 1000 \Omega$	Liu y Logan 2004
Una sola cámara con membrana (Nafion 117)	Agua residual doméstica	Agua residual doméstica	$P_{An} = 26 \text{ mW/m}^2$	DQO= 200-300 mg/L T = 30°C O = 33 h $R \leq 465 \Omega$ TRH = 6 h	Liu <i>et al.</i> 2004

P_{An} = Densidad de potencia, P_{Anv} = Densidad de potencia en relación al volumen de la cámara anódica, DQO = Demanda química de oxígeno, T = Temperatura, O_t = Tiempo de operación de la celda, TRH = Tiempo de retención hidráulica

significativamente conforme a la arquitectura de la CMC (diferencias en las configuraciones), materiales, tipos de sustrato, TRH y tasa de carga (si se maneja con régimen continuo; Logan *et al.* 2006, Wang *et al.* 2011). Por otro lado, Rodrigo *et al.* (2007) mencionan que la densidad de potencia máxima tiene una relación directa con la concentración de la DQO. Es decir, entre mayor sea la concentración de la DQO mayor será la densidad de potencia obtenida. Por lo tanto, la variación de concentración de la DQO en las aguas residuales utilizadas en el presente trabajo pudo haber limitado la velocidad de generación de energía eléctrica, lo cual está relacionado con la formación de mediadores de la materia orgánica presente en las aguas residuales.

Efecto de la resistencia sobre la remoción de DQO en la CMC

Se realizaron pruebas de remoción de materia orgánica para evaluar el desempeño de la CMC en el tratamiento del agua residual doméstica. Esto permitió identificar la resistencia externa que se utilizaría en el sistema acoplado RAFA-CMC. En el **cuadro VI** se presentan los cambios observados en la concentración de la DQO durante el desarrollo de la curva de polarización. La concentración inicial de la DQO presentó variaciones debido a que se trabajó con agua residual doméstica real (sin modificación), lo cual implica fluctuaciones en el contenido de materia orgánica.

Las más altas remociones de materia orgánica (78-80 %) se obtuvieron con resistencias mayores a 1000 Ω (1000, 3300 y 15 000 Ω), mientras que la eficiencia de remoción más baja (40 %) fue obtenida al utilizar la resistencia más pequeña (150 Ω). Estos resultados no concuerdan con el modelo presentado por otros investigadores al estudiar CMC con agua residual sintética a base de acetato o glucosa. De acuerdo con esos trabajos, resistencias externas bajas favorecen el desarrollo de

una biopelícula de microorganismos exoelectrogénicos, lo que aumenta las densidades de corriente y de potencia y, por ende, mejora la remoción de materia orgánica y la eficiencia coulombica (Jang *et al.* 2004, Logan y Regan 2006a, Alzate-Gaviria *et al.* 2008, Katuri *et al.* 2011, Ren *et al.* 2011, Wang *et al.* 2011). Contrario a eso, en este estudio se observó que entre más alta fue la resistencia externa utilizada mayor fue la densidad de potencia generada, obteniéndose una mayor eficiencia de remoción de DQO en la CMC (**Cuadro VI**). Lo que sugiere que en el tratamiento de agua residual doméstica cruda, la remoción de la DQO, la densidad de corriente, la densidad de poder y la EC, se ven influenciadas por otros factores y no sólo por la concentración inicial de la DQO soluble, como ocurre con aguas residuales sintéticas.

Las eficiencias coulombicas obtenidas con diferentes resistencias externas se muestran en el **cuadro VI**. Se obtuvo una EC máxima de 4.50 ± 1.82 % con una resistencia externa de 150 Ω . La EC aumentó a medida que disminuyó la resistencia. Sin embargo, aún utilizando la resistencia más baja (150 Ω), la EC total de la CMC fue baja, lo que indica que la mayoría de la materia orgánica no se utilizó para la generación de corriente. Este comportamiento concuerda con lo reportado por Katuri *et al.* (2011) y puede ser explicado por la competencia entre las bacterias electrogénicas, fermentativas y metanogénicas que catalizan las reacciones de reducción y oxidación involucradas. En relación con esto, algunos autores indican que el cambio de la DQO no es sólo causado por bacterias generadoras de energía eléctrica, sino también por la actividad biológica de bacterias fermentativas y metanogénicas presentes en la biopelícula, que se favorece por el aumento de la resistencia externa (Lefebvre *et al.* 2008, Picioreanu *et al.* 2007, 2008). Cuando la eliminación de la materia orgánica se lleva a cabo por la vía metanogénica, el proceso de remoción de la DQO

CUADRO VI. REMOCION DE DQO, DENSIDAD DE POTENCIA Y EFICIENCIA COULÓMBICA EN FUNCION DE LA RESISTENCIA EXTERNA APLICADA

Resistencia externa (Ω)	DQO entrada (mg/L)	DQO salida (mg/L) (d.e.)	Remoción (%) (d.e.)	Densidad de potencia (mW/m ²)	Eficiencia coulombica (%)
150	399	240 (32)	39.7 (6.6)	9.75	4.80
560	399	123 (23)	69.1 (5.7)	17.85	1.85
1 000	399	80 (48)	79.8 (12.1)	21.28	1.28
3 300	316	67 (26)	78.8 (8.3)	23.61	0.95
5 500	368	147 (14)	60.1 (3.7)	28.54	0.91
10 000	368	114 (21)	68.9 (5.7)	22.42	0.44
15 000	368	82 (40)	77.8 (10.9)	17.57	0.34

DQO = Demanda química de oxígeno, d.e. = Desviación estándar

es más lento (Logan *et al.* 2006). Esto sugiere que los mecanismos de remoción de materia orgánica son más complejos en CMC alimentadas con agua residual doméstica que en las alimentadas con agua residual sintética totalmente soluble. Lo anterior también indica que la degradación de la materia orgánica no está relacionada directamente con la generación de electricidad ni con la EC. Esto concuerda con lo reportado por Liu *et al.* (2004), quienes a pesar de obtener una potencia máxima de 26 mW/m² y remover el 80 % de la DQO inicial del agua residual, encontraron que la EC de la CMC fue inferior a 12 %, lo que indica que gran parte de la materia orgánica no contribuyó a la generación de electricidad. Por su parte, Rodrigo *et al.* (2007) mencionan que un mínimo porcentaje de la DQO es eliminado por el proceso de generación de electricidad.

CONCLUSIONES

El sistema acoplado RAFA-CMC demostró ser una buena alternativa para el tratamiento eficiente de aguas residuales domésticas. Altos niveles de remoción de la DQO (88 %), del COT (75 %) y de los SST (79 %) fueron logrados por el sistema acoplado RAFA-CMC cuando éste se operó con un TRH de 6 h en cada reactor. Además, el sistema RAFA-CMC mostró de manera consistente mayores eficiencias de remoción de DQO, COT y SST en comparación a los reactores operados de forma independiente.

Se logró una densidad de potencia de 173 mW/m² y una eficiencia coulombica de alrededor de 8 % con la CMC alimentada con agua residual cruda. A pesar de las moderadas eficiencias coulombicas que presentó la CMC de dos cámaras, ésta puede ser utilizada en un sistema acoplado para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la beca para estudios de posgrado (No. 254332) otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) a Cindy Y. Martínez Santacruz.

REFERENCIAS

- Ahn Y. y Logan B.E. (2009). Effectiveness of domestic wastewater treatment using microbial fuel cells at ambient and mesophilic temperatures. *Bioresour. Technol.* 101, 469-475. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.07.039.
- Ahn Y. y Logan B.E. (2013). Domestic wastewater treatment using multi-electrode continuous flow MFCs with a separator electrode assembly design. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97, 409-416. DOI: 10.1007/s00253-012-4455-8.
- Álvarez J.A., Ruiz I., Gómez M., Presas J. y Soto M. (2006). Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. *Bioresour. Technol.* 97, 1640-1649. DOI: 10.1016/j.biortech.2005.07.033.
- Alzate-Gaviria L., Fuentes-Albarrán C., Álvarez-Gallegos A., Sebastián P.J. (2008). Generación de electricidad a partir de una celda de combustible microbiana tipo PEM. *Interciencia* 33, 503-509.
- APHA, AWWA y WPCF (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C., EUA, 1100 pp.
- Buitrón G. y Pérez J. (2011). Producción de electricidad en celdas de combustible microbianas utilizando agua residual: efecto de la distancia entre electrodos. *Tip Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 14, 5-11.
- Buitrón G. y Cervantes-Astorga C. (2013). Performance evaluation of a low-cost microbial fuel cell using municipal wastewater. *Water Air Soil Pollut.* 224, 1470. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.07.089.
- Cervantes A., Cruz M., Aguilar R., Castilla P. y Meraz M. (2011). Caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua tratada en un reactor UASB escala piloto. *Rev. Mex. Ing. Quím.* 10, 67-77.
- Chernicharo C. (2006). Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Environ. Sci. Biotechnol.* 5, 73-92. DOI: 10.1007/s11157-005-5683-5.
- Das S. y Chaudhari S. (2009). Improvement in biomass characteristics and degradation efficiency in modified UASB reactor treating municipal sewage: a comparative study with UASB reactor. *Asia-Pac. J. Chem. Eng.* 4, 596-60. DOI: 10.1002/apj.298.
- Elmitwalli T., Al-Sarawey A., El-Sherbiny M., Zeeman G. y Lettinga G. (2003). Anaerobic biodegradability and treatment of egyptian domestic sewage. *Memorias. Seventh International Water Technology Conference.* Egipto. 28 al 30 de marzo, pp. 263-273.
- Feng Y., Wang X., Logan B.E. y Lee H. (2008). Brewery wastewater treatment using air-cathode microbial fuel cells. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 78, 873-880. DOI: 10.1007/s00253-008-1360-2.
- Foresti E., Zaiat M. y Vallero M. (2006). Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new

- trends, perspectives, and challenges. *Environ. Sci. and Biotechnol.* 5, 3-19. DOI: 10.1007/s11157-005-4630-9.
- Halalshah M., Sawajneh Z., Zu'bi M., Zeeman G., Lier J., Fayyad M. y Lettinga G. (2005). Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. *Bioresour. Technol.* 96, 577-585. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.06.014
- Hays S., Zhang F. y Logan B.E. (2011). Performance of two different types of anodes in membrane electrode assembly microbial fuel cells for power generation from domestic wastewater. *J. Pow. Sour.* 196, 8293-8300. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2011.06.027.
- He Z., Shelley D., Minter S. y Angenent L. (2005). Electricity generation from artificial wastewater using an upflow microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5262-5267. DOI: 10.1021/es0502876.
- Jang J., Pham T., Chang I., Khan K., Moon H., Cho K. y Kim B. (2004). Construction and operation of a novel mediator- and membrane-less microbial fuel cell. *Proc. Biochem.* 39, 1007-1012. DOI: 10.1016/S0032-9592(03)00203-6.
- Jiang H., Luo S., Shi X., Dai M. y Guo R. (2012). A novel microbial fuel cell and photobioreactor system for continuous domestic wastewater treatment and bioelectricity generation. *Biotechnol. Lett.* 34, 1269-1274. DOI: 10.1007/s10529-012-0899-2.
- Jung S. y Regan J.M. (2007). Comparison of anode bacterial communities and performance in microbial fuel cells with different electron donors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 77, 393-402. DOI: 10.1007/s00253-007-1162-y.
- Katuri K.P., Scott K., Head I.M., Picioreanu C. y Curtis T.P. (2011). Microbial fuel cells meet with external resistance. *Bioresour. Technol.* 102, 2758-2766. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.10.147.
- Kim B., Park H., Kim H., Kim G., Chang I., Lee J. y Phung N. (2004). Enrichment of microbial community generating electricity using a fuel-cell-type electrochemical cell. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 63, 672-681. DOI: 10.1007/s00253-003-1412-6.
- Kim J., Min B. y Logan B.E. (2005). Evaluation of procedures to acclimate a microbial fuel cell for electricity production. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 68, 23-30. DOI: 10.1007/s00253-004-1845-6.
- Lefebvre O., Al-Mamun A. y Ng H.Y. (2008). A microbial fuel cell equipped with a biocathode for organic removal and denitrification. *Water Sci. Technol.* 5, 881-885. DOI: 10.2166/wst.2008.343.
- Lefebvre O., Uzabiaga A., Chang I., Kim B. y Ng H. (2011). Microbial fuel cells for energy self-sufficient domestic wastewater treatment a review and discussion from energetic consideration. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 89, 259-270. DOI: 10.1007/s00253-010-2881-z.
- Liu H. y Logan B.E. (2004). Electricity generation using an air-cathode single chamber microbial fuel cell in the presence and absence of a proton exchange membrane. *Environ. Sci. Technol.* 38, 4040-4046. DOI: 10.1021/es0499344.
- Liu H., Ramnarayanan R. y Logan B.E. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2281-2285. DOI: 10.1021/es034923g.
- Liu H., Cheng S.A. y Logan B.E. (2005). Production of electricity from acetate or butyrate using a single-chamber microbial fuel cell. *Environ. Sci. Technol.* 39, 658-662. DOI: 10.1021/es048927c.
- Liu G., Yates M.D., Cheng S., Call D.F., Sun D. y Logan B.E. (2011). Examination of microbial fuel cell start-up times with domestic wastewater and additional amendments. *Bioresour. Technol.* 102, 7301-7306. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.04.087.
- Logan B.E. (2004). Extracting hydrogen and electricity from renewable resources. *Environ. Sci. Technol.* 38, 160A-167A. DOI: 10.1021/es040468s.
- Logan B.E. y Regan J. (2006a). Electricity-producing bacterial communities in microbial fuel cells. *Trends Microbiol.* 14, 512-518. DOI: 10.1016/j.tim.2006.10.003.
- Logan B.E. y Regan J. (2006b). Microbial fuel cells and challenges and applications. *Environ. Sci. Technol.* 17, 5172- 5180. DOI: 10.1021/es0627592.
- Logan B.E., Hamelers B., Rozendal R., Schroder U., Keller J., Freguia S., Aelterman P., Verstraete W. y Rabaey K. (2006). Microbial fuel cells: Methodology and technology. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5181-5192.
- Logan B.E. (2008). *Microbial fuel cells*. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken. Nueva Jersey, EUA, 200 pp.
- Min B. y Logan B.E. (2004). Continuous electricity generation from domestic wastewater and organic substrates in a flat plate microbial fuel cell. *Env. Sci. Technol.* 38, 5809-5814. DOI: 10.1021/es0491026.
- Min B., Kim J., Oh S., Regan J. y Logan B.E. (2005). Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. *Water Res.* 39, 4961-4968. DOI: 10.1016/j.watres.2005.09.039.
- Moawad A., Mahmouda U.F., El-Khateeb M.A. y El-Mollaa E. (2009). Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. *Desalination* 242, 325-335. DOI: 10.1016/j.desal.2008.05.011.
- Pham T., Rabaey K., Aelterman P., Clauwaert P., Schampelaire L., Boon N. y Verstraete W. (2006). Microbial fuel cells in relation to conventional anaerobic digestion technology. *Eng. Life Sci.* 6, 285-292. DOI: 10.1002/elsc.200620121.
- Picioreanu C., Head I.M., Katuri K.P., Van Loosdrecht M.C.M. y Scott K. (2007). A computational model

- for biofilm-based microbial fuel cells. *Water Res.* 41, 2921-2940. DOI: 10.1016/j.watres.2007.04.009.
- Piciooreanu C., Katuri K.P., Head I.M. Van Loosdrecht M.C.M. y Scott K. (2008). Mathematical model for microbial fuel cells with anodic biofilms and anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 57, 965-971. DOI: 10.2166/wst.2008.095.
- Puig S., Serra M., Coma M., Balaguer M.D. y Colprim J. (2011). Simultaneous domestic wastewater treatment and renewable energy production using microbial fuel cells (MFCs). *Water Sci. Technol.* 64, 904-909. DOI: 10.2166/wst.2011.401.
- Ren Z.Y., Ramasamy R.P., Cloud-Owen S.R., Yan H., Mench M.M. y Regan J.M. (2011). Time-course correlation of biofilm properties and electrochemical performance in single-chamber microbial fuel cells. *Bioresour. Technol.* 102, 416-421. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.06.003.
- Rodrigo M.A., Cañizares P., Lobato J. Paz R., Sáez C. y Linares J.J. (2007). Production of electricity from the treatment of urban waste water using a microbial fuel cell. *J. Pow. Sour.* 169, 198-204. DOI: 10.1016/j.jpowsour.2007.01.054.
- Torres P. (2001). Tendencias en el tratamiento de aguas residuales domésticas. *Ciencia y Tecnología* 3, 35-42.
- Van Haandel A., Kato M., Cavalcanti P. y Florencio L. (2006). Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Environ. Sci. Biotechnol.* 5, 21-38. DOI: 10.1007/s11157-005-4888-y.
- Wang Y.K., Sheng G.P., Li W.W., Huang Y.X., Yu Y.Y., Zeng R.J. y Yu H.Q. (2011). Development of a novel bioelectrochemical membrane reactor for wastewater treatment. *Environ. Sci. Biotechnol.* 45, 9256-9261. DOI: 10.1021/es2019803.
- Zhang B., Zhang J., Yang Q., Feng C., Zhu Y., Ye Z. y Ni J. (2012). Investigation and optimization of the novel UASB-MFC integrated system for sulfate removal and bioelectricity generation using the response surface methodology (RSM). *Bioresour. Technol.* 124, 1-7. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.08.045.