



## DISEÑO Y EVALUACIÓN DE UN SISTEMA SECUENCIAL BIOELECTROQUÍMICO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y GENERACIÓN DE VOLTAJE

### DESIGN AND EVALUATION OF A SEQUENTIAL BIOELECTROCHEMICAL SYSTEM FOR MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT AND VOLTAGE GENERATION

P. Pérez-Rodríguez<sup>1</sup>, S.Y. Martínez-Amador<sup>1\*</sup>, L.A. Valdez-Aguilar<sup>1</sup>, A. Benavides-Mendoza<sup>1</sup>, J.A. Rodríguez-de la Garza<sup>2</sup>, V.M. Ovando-Medina<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Botánica, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Calzada Antonio Narro 1923, Buenavista, Saltillo, Coahuila, 25315. México.

<sup>2</sup>Departamento de Biotecnología, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Coahuila. José Cárdenas Valdez y Venustiano Carranza S/N, Col. República Oriente, Saltillo, Coahuila, 25280, México.

<sup>3</sup>Ingeniería Química, COARA - Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Carretera a Cedral KM 5+600, San José de las Trojes, Matehuala, SLP, 78700, México

Recibido 13 de Junio de 2017; Aceptado 3 de Septiembre de 2017

#### Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar a diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH) la remoción de materia orgánica y el voltaje generado durante el proceso de tratamiento de agua residual municipal, utilizando una celda de combustible microbiana a escala laboratorio (12 L) en modo secuencial anaerobio-aerobio (ánodo/cátodo) empleando compósitos de espuma de poliuretano/grafito/polipirrol (EPU/Grafito/PPy) y espuma de poliuretano/grafito (EPU/Grafito) como ánodo y cátodo, respectivamente. Se observó que, la mayor eficiencia de remoción de DQO (91.8%), DBO<sub>5</sub> (90.6%), sólidos totales (27.8%), huevos de helmintos (95.9%) y coliformes fecales (99.9%), se logró a un TRH de 72 h. Sin embargo, la producción de energía eléctrica en el sistema (0.0932 V,  $1.42 \times 10^{-5}$  A, 0.2202 mW/m<sup>3</sup>) disminuyó de forma considerable al reducir el flujo volumétrico del influente, lo que evitaba el correcto transporte del sustrato hacia las partes activas de la biopelícula microbiana, incrementando así la resistencia interna del sistema (6.57 kΩ). La eficiencia coulombica del sistema bioelectroquímico fue de 0.0067%. Los resultados demuestran la viabilidad técnica de utilizar sistemas bioelectroquímicos secuenciales como alternativa en el tratamiento de aguas residuales.

*Palabras clave:* tratamiento de agua residual, sistema bioelectroquímico, celda de combustible microbiana, poliuretano, grafito, polipirrol, tiempo de retención hidráulica.

#### Abstract

The objective of the present work was to evaluate at different hydraulic retention times (HRT) the removal of organic matter and the voltage generated during municipal wastewater treatment process, using a sequential anaerobic-aerobic (anode/cathode) laboratory scale microbial fuel cell (12 L) using composites of polyurethane foam/graphite/polypyrrole (PUF/Graphite/PPy) and polyurethane foam/graphite (PUF/Graphite) as anode and cathode, respectively. It was observed that, the highest removal efficiencies of COD (91.8%), BOD<sub>5</sub> (90.6%), total solids (27.8%), helminth eggs (95.9%) and fecal coliforms (99.9%), were achieved at a HRT of 72 H. However, the electrical energy production in the system (0.0932 V,  $1.42 \times 10^{-5}$  A, 0.2202 mW/m<sup>3</sup>) decreased considerably by reducing the volumetric flow rate of the influent, which prevented the correct transport of the substrate to the active parts of the microbial biofilm, thus increasing the internal resistance of the system (6.57 kΩ). The coulombic efficiency of the bioelectrochemical system was 0.0067%. The results demonstrate the technical feasibility of using sequential bioelectrochemical systems as an alternative in the treatment of wastewater.

*Keywords:* wastewater treatment, bioelectrochemical system, microbial fuel cell, polyurethane, graphite, polypyrrole, hydraulic retention time.

\* Autora para la correspondencia. E-mail: silvia.martinez@uaaan.mx  
doi: 10.24275/uam/fiz/dcbj/revmexingquim/2018v17n1/Perez  
issn-e: 2395-8472

## 1 Introducción

---

Actualmente, los sistemas bioelectroquímicos (SBE), como tecnología energética y ambientalmente sustentable, han generado interés de la comunidad científica en el mundo, debido a su capacidad simultánea para la generación de energía eléctrica y el tratamiento de distintos residuos (Rabaey y Verstraete, 2005; Domínguez-Maldonado y col. 2014; Liu y col. 2014). Al compararlos con otros dispositivos convencionales, los SBE destacan por su capacidad de operar a temperatura ambiente, utilizar una amplia variedad de sustratos (glucosa, celulosa, residuos orgánicos), y en la mayoría de los casos, no requieren metales preciosos tales como el platino, oro o plata como catalizadores (Pant y col. 2012). De entre este tipo de sistemas, el que más destaca por su versatilidad son las celdas de combustible microbianas (CCM), las cuales generan energía eléctrica a partir de la oxidación de compuestos orgánicos utilizando microorganismos exoelectrógenos (metabolismo que fomenta la transferencia electrónica extracelular) como catalizadores (Valdez-Ojeda y col. 2014; Zhao y col. 2017).

Los principales factores clave a considerar durante el diseño y construcción de SBE/CCM son, el tipo de material (pueden ser a base de carbono, metales o polímeros semiconductores) y el área superficial de los electrodos, la implementación de colectores de corriente, el tipo de separador entre compartimentos (intercambiador de iones), y las rutas metabólicas de las bacterias exoelectrogénicas asociadas a la superficie de los electrodos (Logan, 2010). Sin embargo, estos factores también pueden a su vez ser considerados como grandes desafíos al intentar escalar este tipo de sistemas (Heidrich y col. 2013). En consecuencia, gran parte de los estudios realizados a escala planta piloto, para el tratamiento de aguas residuales o la generación de energía eléctrica en SBE/CCM, involucran la preparación, caracterización u optimización de alguna de estas variables (Bajracharya y col. 2016). Por ejemplo, Lu y col. (2014) diseñaron un SBE de doble columna (50 L) empacado con una muestra de suelo contaminado por hidrocarburos para investigar la biodegradación pasiva de los compuestos orgánicos utilizando electrodos de bajo costo (grafito granular). Análogamente, Tao y col. (2011) fabricaron un SBE escala planta piloto (16 L) con el objetivo de remover iones de cobre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) por medio de su reducción y posterior precipitación

electroquímica. Estos autores observaron, que, al disminuir la distancia entre los electrodos, disminuía a su vez la resistencia interna del sistema, lo que producía un incremento considerable en la densidad de potencia generada y la remoción de iones metálicos. Por otra parte, Rabaey y col. (2010) utilizaron una CCM de doble compartimento (1 L) para producir sosa cáustica (NaOH) en el compartimento catódico de la celda, mediante la oxidación de una solución de acetato de sodio como sustrato (compartimento anódico). Para validar los resultados obtenidos, los autores sustituyeron la solución original por una muestra de agua residual de la industria cervecera y verificaron la eficacia para la generación de corriente eléctrica (0.38 A) y producción de NaOH (61%). En otro trabajo, Hiegemann y col. (2016) acoplaron una CCM de 45 L al proceso primario de una planta tratadora de aguas residuales (PTAR), para determinar su capacidad de remover materia orgánica e inorgánica mediante el proceso bioelectroquímico, demostrando que, a un TRH de 22 h, la demanda química de oxígeno (DQO) disminuyó un 24%, mientras que su eficiencia coulombica alcanzaba valores del 24.8%. Por último, Zhang y col. (2013) instalaron dos CCM de 4 L en una PTAR municipal para evaluar, durante 400 días, el comportamiento de la DQO en las celdas. Los resultados mostraron una eficiencia de remoción de la DQO superior al 65% a un TRH de 11 h, demostrando la viabilidad de utilizar esta tecnología a escala industrial.

Por lo tanto, los SBE pueden ser utilizados en el tratamiento de aguas residuales, promoviendo la remoción de materia orgánica y el aprovechamiento de energía eléctrica. El objetivo de este trabajo fue evaluar a diferentes TRH la remoción de materia orgánica, y voltaje generado durante el tratamiento de agua residual municipal (ARM), utilizando una CCM a escala laboratorio (12 L) de forma secuencial anaerobia-aerobia (ánodo/cátodo).

## 2 Metodología

---

### 2.1 Métodos analíticos

La DQO (NMX-AA-030/2-SCFI-2011), la  $\text{DBO}_5$  (NMX-AA-028-SCFI-2001), los sólidos totales (NMX-AA-034-SCFI-2001), los huevos de helmintos (NMX-AA-113-SCFI-2012), y las coliformes fecales (NMX-AA-42-1987), fueron determinadas en el influente y efluente de cada compartimento en todos

los TRH estudiados (24, 48 y 72 horas). Todos los reactivos y medios de cultivo utilizados en las diferentes técnicas de análisis eran grado analítico.

## 2.2 Preparación de los electrodos

La EPU fue cortada en piezas con forma de discos de 11 cm de diámetro y 0.8 cm de espesor. Posteriormente las piezas fueron sometidas a un proceso de recubrimiento con grafito y polipirrol para obtener los compósitos que fueron empleados como electrodos en el SBE, tal y como lo describe Pérez-Rodríguez y col. (2016).

## 2.3 Construcción del sistema bioelectroquímico y operación

La Figura 1 muestra el diagrama del SBE secuencial (CCM tipo H) utilizado en estos experimentos. El SBE constaba de un volumen total de 12 L (6 L por compartimento), en su interior se instalaron 8 electrodos (ánodo con compuesto de EPU/Grafito/PPy y cátodo con compuesto de EPU/Grafito) acoplados en cada compartimento a varillas de acero inoxidable

como colector de electrones. Ambos compartimentos fueron separados por una membrana de intercambio catiónico (CMI-7000 marca International Membranes Inc.) previamente hidratada (en una solución de NaCl al 5% por 12 h). El SBE secuencial fue alimentado con ARM previamente colectada del módulo de recepción de la PTAR del Bosque Urbano Ejército Mexicano de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, por medio de una bomba peristáltica (MANOSTAT, 72-310-000). El ARM entraba al compartimento anódico (anaerobio) y después hacia el compartimento catódico (aerobio, equipado con un difusor de aire). La generación de voltaje (V) fue medida con un multímetro digital (Fluke 289 - Trendcapture). La densidad de potencia ( $W/m^3$ ) generada en el SBE fue calculada como

$$P_v = \frac{UI}{V} \quad (1)$$

donde  $P_v$  es la densidad de potencia volumétrica ( $W/m^3$ ),  $I$  es la corriente eléctrica (A),  $U$  es el voltaje (V), y  $V$  es el volumen del compartimento anódico (Luo y col., 2010). Por otra parte, y con base en lo propuesto por Logan y col. (2006), la eficiencia coulombica (%) fue calculada como

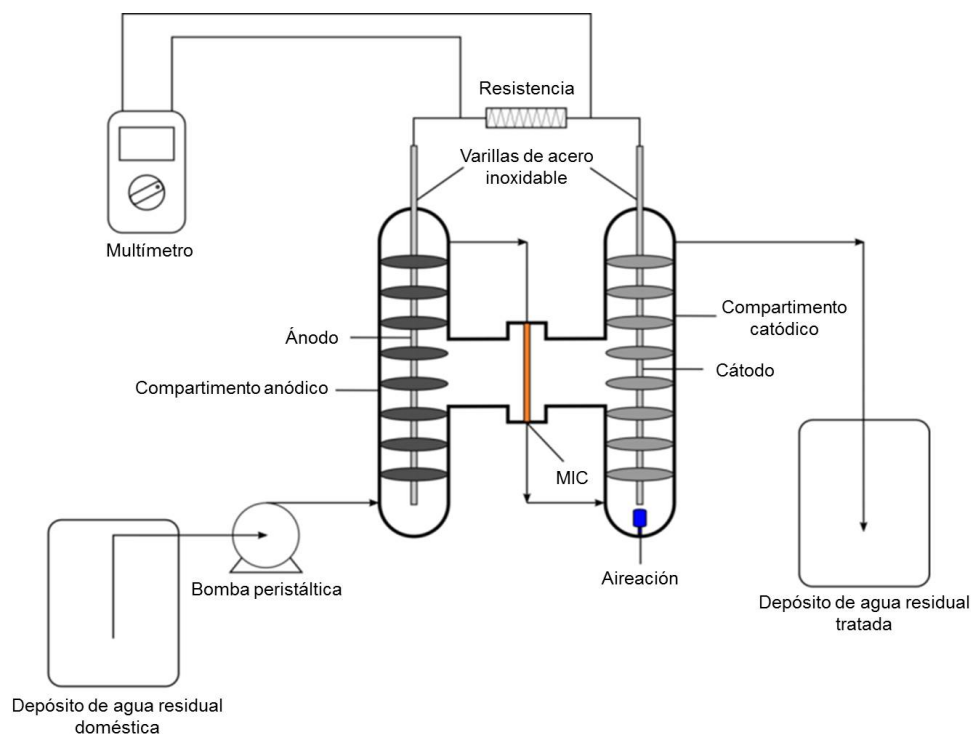


Fig. 1. Esquema del SBE utilizado en los experimentos.

$$\varepsilon_{Cb} = \frac{MI}{Fbq\Delta DQO} \quad (2)$$

donde  $M = 32$ , correspondiente al peso molecular del oxígeno,  $I$  es la corriente eléctrica (A) en el sistema,  $F$  es la constante de Faraday,  $b$  es el número de electrones intercambiados por mol de oxígeno,  $q$  es el flujo volumétrico de entrada y  $\Delta DQO$  es la diferencia entre el valor del influente y efluente de DQO (mg/L). Las curvas de polarización y densidad de potencia fueron calculadas por el método de resistencia variable, aplicando resistencias externas de entre  $50 \times 10^{-3} \text{ k}\Omega$  a  $100 \text{ k}\Omega$  cuando el sistema alcanzaba un voltaje estable (Sathish-Kumar y col. 2012). Se establecieron 3 TRH de 24, 48 y 72 h para determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica y cuantificar la densidad de potencia generada en el sistema (en función del volumen del compartimento anódico). Es importante mencionar que, de cada TRH, la mitad del tiempo el ARM pasaba en el compartimento anódico y la otra mitad en el compartimento catódico. Todos los experimentos fueron realizados a temperatura ambiente y por triplicado.

#### 2.4 Inmovilización de microorganismos en los compósitos

La CCM empacada con los respectivos compósitos anteriormente mencionados fue inoculada con ARM de la PTAR del Gran Bosque Urbano, Ejército Mexicano, recirculándola en cada uno de los compartimentos por 30 días para permitir el desarrollo de microorganismos tanto en el ánodo como en el cátodo. El ARM en recirculación fue sustituida al alcanzar un valor inferior a los 100 mg de DQO/L. Este proceso fue llevado a cabo a temperatura ambiente.

### 3 Resultados y discusión

La fracción orgánica presente en el ARM tratada mediante un SBE secuencial, actuó como donador de electrones durante la generación de energía eléctrica en el sistema, permitiendo una acción en conjunto con el objetivo de aumentar el valor agregado del proceso (Mohanakrishna y col., 2010).

#### 3.1 Tratamiento del agua residual municipal

La concentración de materia orgánica en el efluente varió de forma considerable al modificar el TRH en el SBE. La DQO fue medida antes de la entrada al SBE (influyente), después de pasar por el compartimento anódico y al salir del compartimento catódico, la suma de la remoción en cada compartimento es el porcentaje total de remoción. En promedio, la eficiencia de remoción de DQO total en el sistema fue de 58.34%, 76.88% y 91.76% a TRH de 24, 48 y 72 h, respectivamente. Como se muestra en la Figura 2, el TRH en el SBE, afecta principalmente el desempeño obtenido en el compartimento anódico de la celda (panel a), ya que a un TRH de 24 horas el compartimento anódico solo removió 12.15% de la DQO, mientras que el compartimento catódico un 46.19%. Al incrementar el TRH a 48 y 72 horas, la remoción en el compartimento anódico aumento en un 26.3% y 46.3%, respectivamente. La remoción de la DQO en el compartimento catódico se mantuvo relativamente constante en los tres TRH probados entre un 45% a 50%, por lo cual, en un estudio futuro se podrían probar TRH menores a 12 horas en el compartimento catódico de la CCM para determinar si la remoción de la DQO sigue constante. De forma similar, Abiri y col. (2017) al tratar agua residual de una industria textil, detectaron que el compartimento aerobio (22 h) de un reactor secuencial (anaerobio-aerobio) requería un menor TRH que el compartimento anaerobio (34 h), para alcanzar valores similares (o superiores) de remoción de materia orgánica, mismo comportamiento detectado por López-López y col. (2008) al utilizar un sistema secuencial anaerobio-aerobio en el tratamiento de agua residual del rastro. Al transcurrir 150 días de operación, la eficiencia de remoción de DQO en el SBE disminuyó de forma significativa (datos no mostrados), a causa del descenso de la temperatura ambiental (0-10°C), por lo que se pospuso el resto de los experimentos hasta que fueran detectadas temperaturas más cálidas (20-30°C) que fomentaran la biodegradación del sustrato. De la misma manera, Cheng y col. (2011) observaron que al bajar la temperatura en el sistema (4-10°C), disminuía la eficiencia de remoción de materia orgánica y producción de energía eléctrica en una CCM de un solo compartimento, y atribuían este fenómeno a la disminución del metabolismo de las bacterias adheridas a la superficie del ánodo.

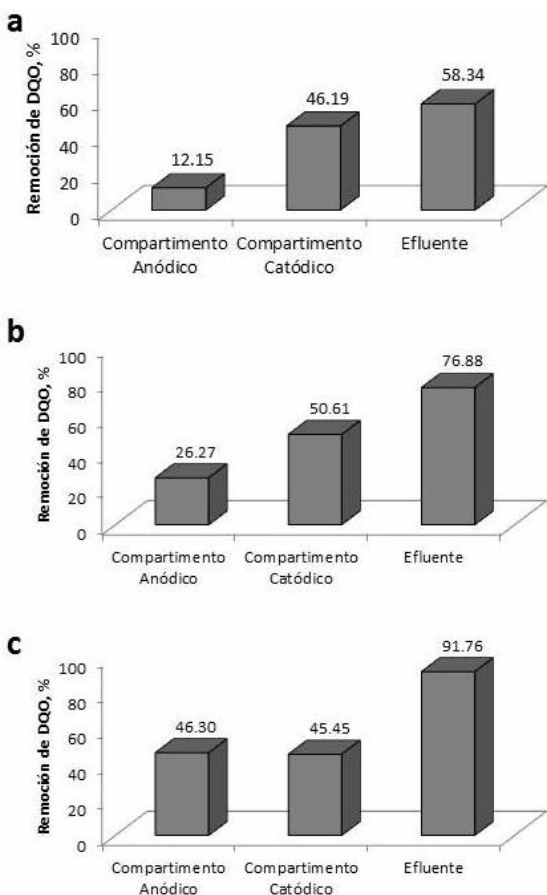


Fig. 2 Eficiencia de remoción de DQO (%) en el SBE a tiempos de retención hidráulica (TRH) de, a) 24 h, b) 48 h y c) 72 h.

Como se observa en la Tabla 1, los resultados más notables fueron obtenidos a un TRH de 72 h, logrando una remoción de  $\text{DBO}_5$ , sólidos totales, huevos de helmintos y coliformes fecales del 90.6%, 27.8%, 95.9% y 99.9%, respectivamente. Dependiendo del parámetro analizado en el SBE, se considera que existen distintos tipos de procesos que permitieron la eliminación de estos contaminantes. La remoción de la  $\text{DBO}_5$  depende en su totalidad, de la capacidad de los microorganismos adheridos a los electrodos para oxidar la materia orgánica en el sistema, por lo que se le considera un fenómeno de naturaleza bioelectroquímico (Kharkwal y col. 2017). Por otra parte, los sólidos totales presentes en la muestra, son solubilizados en el compartimento anódico debido a la disminución del pH de 7.2 a 5.4 (datos no mostrados), que se alcanzan durante la digestión anaerobia del sustrato (acidogénesis), facilitando la asimilación y reduciendo su concentración final (Xiao y col. 2011). Lo anterior, se presentó a cualquier TRH aplicado

en el SBE, por lo que se descarta que el valor del pH alcanzado influya en la eficiencia de remoción de materia orgánica en el compartimento anódico de la celda (anaerobio). Finalmente, el crecimiento y desarrollo de microorganismos exoelectrógenos altamente competitivos, sumado al pH básico del compartimento catódico, impiden la reproducción de patógenos como los huevos de helmintos y coliformes fecales dentro del SBE, reduciendo su población de forma significativa (Koné y col. 2007).

### 3.2 Generación de energía eléctrica

Existe un gran número de factores que pueden afectar la eficiencia eléctrica de una CCM (composición química y estructural de los electrodos, fuerza iónica de la solución, naturaleza del sustrato, espaciado entre electrodos, resistencia interna y externa de la celda, etc.), dentro de ellos, el que más destaca es la relación entre el ánodo y los microorganismos exoelectrógenos que habitan en su superficie, debido al impacto que presenta en la densidad de potencia generada (Kim y Roh, 2010). Considerando lo anterior, compósitos de EPU/Grafito/PPy y EPU/Grafito fueron evaluados en los compartimentos anódico y catódico, respectivamente, del SBE secuencial para determinar su capacidad de capturar la energía eléctrica generada por la biopelícula microbiana a distintos TRH. Los valores máximos de voltaje (0.097 V), corriente eléctrica ( $2.47 \times 10^{-5}$  A) y densidad de potencia ( $0.3996 \text{ mW/m}^3$ ) alcanzados fueron registrados a un TRH de 24 h (Tabla 2). Paralelamente, la eficiencia coulombica (fracción de electrones recuperados como energía eléctrica a partir de la oxidación de materia orgánica en el sistema) calculada para los TRH de 24, 48 y 72 h fue de 0.0066%, 0.0059% y 0.0067%, lo que demostró que los microorganismos adheridos a la superficie del ánodo son capaces de utilizar este material como aceptor final de electrones, sin depender del TRH aplicado al SBE (Zou y col. 2008). Es importante destacar que la relación inversa que se presenta entre el desempeño eléctrico de la celda y la eficiencia de remoción de materia orgánica se debe, principalmente a que a TRH cortos se logra mayor generación de electricidad, pero disminuye la eficiencia de remoción de la materia orgánica presente en el agua residual. Este fenómeno fue reportado por Akman y col. (2013) que observaron un aumento en la generación de electricidad al evaluar una CCM alimentada de forma continua con agua residual sintética (glucosa y minerales), al disminuir el TRH



Tabla 1 Desempeño promedio obtenido en el tratamiento de agua residual municipal a distintos TRH en el SBE.

| Parámetro                       | Tiempo de retención hidráulica (TRH) |                     |                     |                     |                     |                     |
|---------------------------------|--------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
|                                 | 24 h                                 |                     | 48 h                |                     | 72 h                |                     |
|                                 | Influyente                           | Efluente            | Influyente          | Efluente            | Influyente          | Efluente            |
| DQO (mg/L)                      | 764.96                               | 318.66              | 782.37              | 180.88              | 828.66              | 68.29               |
| DBO <sub>5</sub> (mg/L)         | 385.01                               | 135.09              | 344.47              | 85.17               | 364.74              | 34.44               |
| ST (mg/L)                       | 1172.22                              | 861.11              | 1233.33             | 938.88              | 1238.88             | 894.44              |
| pH                              | 7.33                                 | 8.3                 | 7.25                | 8.23                | 7.28                | 8.1                 |
| Huevos de helmintos (h/L)       | 200                                  | 12                  | 240                 | 11                  | 220                 | 9                   |
| Coliformes fecales (NMP/100 mL) | 1 × 10 <sup>7</sup>                  | 1 × 10 <sup>6</sup> | 1 × 10 <sup>5</sup> | 1 × 10 <sup>3</sup> | 1 × 10 <sup>6</sup> | 1 × 10 <sup>3</sup> |

<sup>a</sup>Valores promedio después de 3 ciclos de operación.

Tabla 2 Desempeño electroquímico promedio obtenido en el SBE durante el tratamiento de agua residual municipal a distintos TRH.

| Tiempo de retención hidráulica (TRH) | Voltaje (V) | Densidad de potencia (mW/m <sup>3</sup> ) | Corriente eléctrica (A) | Resistencia interna (Ω) | Eficiencia coulombica (%) |
|--------------------------------------|-------------|---|-------------------------|-------------------------|---------------------------|
| 24 h                                 | 0.097       | 0.3996                                    | 2.47 × 10 <sup>-5</sup> | 3923.998                | 0.0066                    |
| 48 h                                 | 0.0921      | 0.2305                                    | 1.50 × 10 <sup>-5</sup> | 6132.695                | 0.0059                    |
| 72 h                                 | 0.0932      | 0.2202                                    | 1.42 × 10 <sup>-5</sup> | 6572.758                | 0.0067                    |

<sup>a</sup>Valores promedio máximos alcanzados después de 3 ciclos de operación.

de 2 a 1.5, 1 y 0.5 días. En un estudio realizado por Ge y col. (2013) en el cual evaluaron el efecto del TRH en el desempeño de una CCM osmótica alimentada con agua residual doméstica, detectaron que al disminuir el TRH de 24 a 6 horas (con lo cual aumenta la carga orgánica), se incrementó la generación de electricidad, de tal manera que la generación de la corriente estaba limitada por el suministro orgánico. Efecto que también observaron Ma y col. (2016), al estudiar el efecto del TRH en el desempeño de una CCM para tratar agua residual de una granja porcina, por lo cual mencionan que algunas razones son, que el ánodo de una CCM contiene 2 tipos de microorganismos como bacterias adheridas y bacterias suspendidas, las bacterias suspendidas podrían degradar los compuestos orgánicos biodegradables (y con mayor lentitud los compuestos orgánicos disueltos) mientras que las bacterias adheridas generan electricidad vía generación de electrones a través de la transformación de compuestos orgánicos en electricidad. También cabe destacar, que los resultados obtenidos en el presente estudio, en relación a la generación de energía eléctrica durante el proceso de tratamiento, fue bajo comparado con otros autores bajo condiciones similares (Jiang y col. 2011, 300 mW/m<sup>2</sup>, 0.3%  $E_{Cb}$ ; Zhang y col. 2010, 4.4 W/m<sup>3</sup>, 3.83%  $E_{Cb}$ ; Mohan y col. 2008, 8.89 mW/m<sup>2</sup>, 8.2%  $E_{Cb}$ ).

La resistencia interna ( $R_{int}$ ) del SBE fue calculada por el método de resistencia variable (RV), obteniendo

valores de 3923.998 Ω, 6132.695 Ω y 6572.758 Ω a TRH de 24, 48 y 72 h, respectivamente (Tabla 2). Un bajo flujo volumétrico del influente al SBE, como ocurre a TRH largos ( $\geq 24$  h), puede limitar el transporte del sustrato a la biopelícula microbiana (Behera y Ghangrekar, 2009) lo que incrementa la  $R_{int}$  del sistema, disminuyendo la densidad de potencia máxima alcanzada (ElMekawy y col. 2013).

## Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran un gran potencial para el uso de los SBE a mayor escala para el tratamiento de agua residual municipal. Cabe recalcar que se logró una reducción sustancial de la concentración de DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos totales, huevos de helmintos y coliformes fecales. La remoción simultánea de estos contaminantes durante la operación del SBE, puede ser atribuida a procesos como el tratamiento biológico anaerobio-aerobio, disociación electrolítica, oxidación electroquímica e inhibición competitiva microbiana. La aplicación de un compuesto semiconductor (EPU/Grafito/PPy) en el compartimento anódico del SBE, promovió la adhesión de microorganismos exoelectrógenos y la captura de energía eléctrica en la celda. Sin embargo, el SBE mostró no ser un buen generador/colector

de energía eléctrica según lo comparado con otros autores. Un futuro estudio en donde se modifiquen algunos parámetros operacionales del SBE empleado en esta investigación, como, por ejemplo, la reducción de la resistencia interna del sistema y a una temperatura controlada, podría realizarse para conocer si hay una mayor conversión de materia orgánica a corriente eléctrica, que pudiera ser más atractivo.

### Agradecimientos

El autor P.P.R. agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México por la beca doctoral otorgada (Beca #371995). V.M.O.M. agradece al financiamiento parcial de este trabajo a través del proyecto (CONACYT-PN-384).

### Referencias

- Abiri, F., Fallah, N., & Bonakdarpour, B. (2017). Sequential anaerobic-aerobic biological treatment of colored wastewaters: case study of a textile dyeing factory wastewater. *Water Science and Technology*, 75, 1261-1269. DOI: 10.2166/wst.2016.531.
- Akman, D., Cirik, K., Ozdemir, S., Ozkaya, B., & Cinar, O. (2013). Bioelectricity generation in continuously-fed microbial fuel cell: effects of anode electrode material and hydraulic retention time. *Bioresource Technology* 149, 459-464. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413015344>.
- Bajracharya, S., Sharma, M., Mohanakrishna, G., Benneton, X. D., Strik, D. P., Sarma, P. M., & Pant, D. (2016). An overview on emerging bioelectrochemical systems (BESs): Technology for sustainable electricity, waste remediation, resource recovery, chemical production and beyond. *Renewable Energy* 98, 153-170. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.002>.
- Behera, M., & Ghangrekar, M. M. (2009). Performance of microbial fuel cell in response to change in sludge loading rate at different anodic feed pH. *Bioresource Technology* 100, 5114-5121. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.020>.
- Cheng, S., Xing, D., & Logan, B. E. (2011). Electricity generation of single-chamber microbial fuel cells at low temperatures. *Biosensors and Bioelectronics* 26, 1913-1917. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bios.2010.05.016>.
- Domínguez-Maldonado, J. A., García-Rodríguez, O., Aguilar-Vega, M., Smit, M., & Alzate-Gaviria, L. (2014). Disminución de la capacidad de intercambio catiónico en una pila de combustible microbiana y su relación con la densidad de potencia. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 13, 527-538. Disponible en: [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1665-27382014000200017&lng=es&tlng=pt](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382014000200017&lng=es&tlng=pt).
- ElMekawy, A., Hegab, H. M., Dominguez-Benetton, X., & Pant, D. (2013). Internal resistance of microfluidic microbial fuel cell: challenges and potential opportunities. *Bioresource Technology* 142, 672-682. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.05.061>.
- Ge, Z., Ping, Q., Xiao, L., & He, Z. (2013). Reducing effluent discharge and recovering bioenergy in an osmotic microbial fuel cell treating domestic wastewater. *Desalination* 312, 52-59. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916412004912>.
- Heidrich, E. S., Dolfing, J., Scott, K., Edwards, S. R., Jones, C., & Curtis, T. P. (2013). Production of hydrogen from domestic wastewater in a pilot-scale microbial electrolysis cell. *Applied Microbiology and Biotechnology* 97, 6979-6989. DOI: 10.1007/s00253-012-4456-7.
- Hiegemann, H., Herzer, D., Nettmann, E., Lübken, M., Schulte, P., Schmelz, K. G., Gredigk-Hoffmann, S., & Wichern, M. (2016). An integrated 45 L pilot microbial fuel cell system at a full-scale wastewater treatment plant. *Bioresource Technology* 218, 115-122. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.052>.
- Ieropoulos, I., Winfield, J., & Greenman, J. (2010). Effects of flow-rate, inoculum and time on the internal resistance of microbial fuel cells. *Bioresource Technology* 101, 3520-3525. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.108>.

- Jiang, D., Curtis, M., Troop, E., Scheible, K., McGrath, J., Hu, B., ... & Li, B. (2011). A pilot-scale study on utilizing multi-anode/cathode microbial fuel cells (MAC MFCs) to enhance the power production in wastewater treatment. *International Journal of Hydrogen Energy* 36, 876-884. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.08.074>.
- Kharkwal, S., Tan, Y. C., Lu, M., & Ng, H. Y. (2017). Development and long-term stability of a novel microbial fuel cell BOD sensor with MnO<sub>2</sub> catalyst. *International Journal of Molecular Sciences* 18, 276. DOI: 10.3390/ijms18020276.
- Kim, S. I., & Roh, S. H. (2010). Multiwalled carbon nanotube/polyacrylonitrile composite as anode material for microbial fuel cells application. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology* 10, 3271-3274. Disponible en: <https://doi.org/10.1166/jnn.2010.2347>.
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research* 41, 4397-4402. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>.
- Liu, X. W., Li, W. W., & Yu, H. Q. (2014). Cathodic catalysts in bioelectrochemical systems for energy recovery from wastewater. *Chemical Society Reviews* 43, 7718-7745. DOI: 10.1039/C3CS60130G.
- Logan, B. E. (2010). Scaling up microbial fuel cells and other bioelectrochemical systems. *Applied Microbiology and Biotechnology* 85, 1665-1671. Disponible en: DOI: 10.1007/s00253-009-2378-9.
- Logan, B. E., Hamelers, B., Rozendal, R., Schröder, U., Keller, J., Freguia, S., Aelterman, P., Verstraete, W., & Rabaey, K. (2006). Microbial fuel cells: methodology and technology. *Environmental Science & Technology* 40, 5181-5192. Disponible en: DOI: 10.1021/es0605016.
- López-López, A., De la Barrera-Fraire, J., & Vallejo-Rodríguez, R. (2008). Acoplamiento de un sistema Anaerobio/Aerobio para el tratamiento de agua residual de rastro. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 4, 269-277. Disponible en: <http://www.itson.mx/publicaciones/rlrn/Documents/v4-n2-31-acoplamiento-de-un-sistema-anaerobio-aerobio-para-el-tratamiento-de-agua-residual-de-rastro.pdf>
- Lu, L., Yazdi, H., Jin, S., Zuo, Y., Fallgren, P. H., & Ren, Z. J. (2014). Enhanced bioremediation of hydrocarbon-contaminated soil using pilot-scale bioelectrochemical systems. *Journal of Hazardous Materials* 274, 8-15. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.060>.
- Luo, Y., Zhang, R., Liu, G., Li, J., Li, M., & Zhang, C. (2010). Electricity generation from indole and microbial community analysis in the microbial fuel cell. *Journal of Hazardous Materials* 176, 759-764. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.11.100>.
- Ma, D., Jiang, Z. H., Lay, C. H., & Zhou, D. (2016). Electricity generation from swine wastewater in microbial fuel cell: Hydraulic reaction time effect. *International Journal of Hydrogen Energy* 41, 21820-21826. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319916310746>.
- Mohan, S. V., Raghavulu, S. V., & Sarma, P. N. (2008). Biochemical evaluation of bioelectricity production process from anaerobic wastewater treatment in a single chambered microbial fuel cell (MFC) employing glass wool membrane. *Biosensors and Bioelectronics* 23, 1326-1332. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bios.2007.11.016>.
- Mohanakrishna, G., Mohan, S. V., & Sarma, P. N. (2010). Bio-electrochemical treatment of distillery wastewater in microbial fuel cell facilitating decolorization and desalination along with power generation. *Journal of Hazardous Materials* 177, 487-494. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.059>.
- NMX-AA-028-SCFI-2001. (2001). Análisis de Agua - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas Naturales, Residuales (DBO<sub>5</sub>) y Residuales Tratadas - Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-028-1981). Secretaría de Economía, México. Disponible en: <http://www.aniq.org.mx/pqta/pdf/NMX-AA-quimiscosorg.pdf>.



- NMX-AA-030/2-SCFI-2011. (2011). Análisis de Agua - Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas - Método de Prueba - Parte 2 - Determinación del Índice de la Demanda Química de Oxígeno - Método de Tubo Sellado a Pequeña Escala. Secretaría de Economía, México. Disponible en: <http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166775/NMX-AA-030-2-SCFI-2011.pdf>.
- NMX-AA-034-SCFI-2015. (2015). Análisis de Agua - Medición de Sólidos y Sales Disueltas en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas - Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-034-SCFI-2001). Secretaría de Economía, México. Disponible en: <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>.
- NMX-AA-113-SCFI-2012. (2012). Análisis de Agua - Medición del Numero de Huevos de Helminto en Aguas Residuales y Residuales Tratadas por Observación Microscópica - Método de Prueba (Cancela a la NMX-AA-113-SCFI-1999). Secretaría de Economía, México. Disponible en: <http://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166809/NMX-AA-113-SCFI-2012.pdf>.
- NMX-AA-42-1987. (1987). Calidad del Agua Determinación del Numero Más Probable (NMP) de Coliformes Totales, Coliformes Fecales (Termotolerantes) y *Escherichia Coli* Presuntiva. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial (Actualmente Secretaría de Economía), México. Disponible en: <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa042.pdf>.
- Pant, D., Singh, A., Van Bogaert, G., Olsen, S. I., Nigam, P. S., Diels, L., & Vanbroekhoven, K. (2012). Bioelectrochemical systems (BES) for sustainable energy production and product recovery from organic wastes and industrial wastewaters. *Royal Society of Chemistry Advances* 2, 1248-1263. DOI: 10.1039/C1RA00839K.
- Pérez-Rodríguez, P., Ovando-Medina, V. M., Martínez-Amador, S. Y., & Rodríguez-de la Garza, J. A. (2016). Bioanode of polyurethane/graphite/polypyrrole composite in microbial fuel cells. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 21, 305-313. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12257-015-0628-5>.
- Rabaey, K., & Verstraete, W. (2005). Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation. *Trends in Biotechnology* 23, 291-298. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2005.04.008>.
- Rabaey, K., Butzer, S., Brown, S., Keller, J., & Rozendal, R. A. (2010). High current generation coupled to caustic production using a lamellar bioelectrochemical system. *Environmental Science & Technology* 44, 4315-4321. Disponible en: DOI: 10.1021/es9037963.
- Sathish-Kumar, K., Solorza-Feria, O., Hernández-Vera, R., Vazquez-Huerta, G., & Poggi-Valardo, H. M. (2012). Comparison of various techniques to characterize a single chamber microbial fuel cell loaded with sulfate reducing biocatalysts. *Journal of New Materials for Electrochemical Systems* 15, 195-201. Disponible en: <https://doi.org/10.14447/jnmes.v15i3.65>.
- Tao, H. C., Zhang, L. J., Gao, Z. Y., & Wu, W. M. (2011). Copper reduction in a pilot-scale membrane-free bioelectrochemical reactor. *Bioresource Technology* 102, 10334-10339. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.116>.
- Valdez-Ojeda, R., Aguilar-Espinosa, M., Gómez-Roque, L., Canto-Canché, B., Escobedo Gracia-Medrano, R. M., Domínguez-Maldonado, J., & Alzate-Gaviria, L. (2014). Identificación genética del bioánodo y biocátodo de una celda de electrolisis microbiana. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 13, 573-581. Disponible en: [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1665-27382014000200021&lng=es&tlng=en](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382014000200021&lng=es&tlng=en).
- Xiao, B., Yang, F., & Liu, J. (2011). Enhancing simultaneous electricity production and reduction of sewage sludge in two-chamber MFC by aerobic sludge digestion and sludge pretreatments. *Journal of Hazardous Materials* 189, 444-449. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.058>.
- Zhang, F., Ge, Z., Grimaud, J., Hurst, J., & He, Z. (2013). Long-term performance of liter-scale microbial fuel cells treating primary effluent

installed in a municipal wastewater treatment facility. *Environmental Science & Technology* 47, 4941-4948. DOI: 10.1021/es400631r.

Zhang, F., Jacobson, K. S., Torres, P., & He, Z. (2010). Effects of anolyte recirculation rates and catholytes on electricity generation in a litre-scale upflow microbial fuel cell. *Energy & Environmental Science* 3, 1347-1352. DOI: 10.1039/C001201G.

Zhao, N., Angelidaki, I., & Zhang, Y. (2017). Electricity generation and microbial community in response to short-term changes in stack

connection of self-stacked submersible microbial fuel cell powered by glycerol. *Water Research* 109, 367-374. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.064>.

Zou, Y., Xiang, C., Yang, L., Sun, L. X., Xu, F., & Cao, Z. (2008). A mediatorless microbial fuel cell using polypyrrole coated carbon nanotubes composite as anode material. *International Journal of Hydrogen Energy* 33, 4856-4862. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2008.06.061>.