

PROPUESTA DE LA CONVERSIÓN DE CONTAMINANTES PRESENTES EN EL LAGO DE XOCHIMILCO, PARA SU USO COMO FUENTES DE ENERGÍA

^aLópez Barrios Rafael, ^aQuinto Diez Pedro, ^bTovar Gálvez Luis Raúl, ^aToledo Velázquez Miguel,
^aGutiérrez Torres Claudia del Carmen, ^aCarvajal Mariscal Ignacio
Instituto Politécnico Nacional ESIME-Zacatenco
Sección de Estudios de Posgrado e Investigación, LABINTHAP.
Av. IPN s/n, UPALM Edif. 5, 3er piso, C.P. 07738 México, D.F.
^bCentro Interdisciplinario de Investigaciones Sobre Medio Ambiente y Desarrollo.
Instituto Politécnico Nacional.
Calle 30 de Junio de 1520 s/n, Barrio La Laguna Ticomán, C.P. 07340 México, D.F.
rlb8506@gmail.com

RESUMEN

El rápido desarrollo de la industria a nivel global, así como la introducción de flora que afecta el equilibrio de ecosistemas delicados, han generado problemas de contaminación que no pueden ser solucionados con el uso de una tecnología única. Un ejemplo de este tipo de problemática es el caso de los canales del lago de Xochimilco, los cuales son contaminados con aguas de descarga, así como con los metales pesados contenidos estas descargas de plantas de tratamiento de agua; además de que enfrentan la invasión de una planta que representa un problema a nivel mundial, el lirio acuático. En este artículo se propone un proceso compuesto de cuatro etapas, cada una con diferente técnica que permite el tratamiento de cada uno de los contaminantes mencionados a través del uso de a) fitorremediación, b) digestión anaerobia, c) celdas de combustible microbiano y d) electrofloculación. Aplicando este proceso, se pueden solucionar los problemas de contaminación que se presentan en depósitos de agua, lo que también representa una generación de \$9'416,480 al usar biogás como combustible.

Palabras clave: Biogás_celda de combustible_digestión anaerobia_electrofloculación_fitorremediación.

INTRODUCCIÓN

El rápido avance tecnológico, el desarrollo industrial y el crecimiento demográfico enfrentan a la humanidad a cuatro grandes problemas: agua, alimentos, energía y medio ambiente. El agua es el problema de principal interés ya que está involucrada en los tres restantes (Jafari, 2010).

En México, la responsabilidad del suministro de agua para la población y el saneamiento de aguas residuales recaen en los gobiernos municipales; en el caso del Distrito Federal el responsable es

el gobierno central de la entidad y no las delegaciones que lo componen (INEGI, 2013).

El saneamiento de aguas residuales se lleva a cabo en plantas de tratamiento usando métodos físicos, químicos y biológicos. El residuo final del tratamiento, es un biosólido con una alta carga orgánica que puede ser usado como abono en campos agrícolas. Sin embargo, la falta de control de la descarga de aguas de uso industrial a cuerpos de agua hace imposible el uso directo del biosólido (Oropeza, 2006). Uno de los cuerpos de agua más afectados por estas malas prácticas en el Distrito Federal, es el lago de Xochimilco.

Xochimilco es un lago constituido por una serie de canales en el que se practica el cultivo de hortalizas en chinampas (pequeño jardín flotante construido dentro de un lago usando cañas y barro). Fue declarado Patrimonio Cultural de la Humanidad por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés) en 1987 (UNESCO, 2014). Otra razón que hace importante la descontaminación del lago, es que el Ajolote *Ambystoma mexicanum*, un anfibio endémico del sistema de canales que comprende el lago, actualmente se encuentra en peligro de extinción debido a las condiciones adversas ocasionadas por los niveles de contaminación que se registran en el lago (Zambrano, Reynoso & Herrera, 2004).

Existen diversas tecnologías aplicables a la remoción y procesamiento de contaminantes presentes en cuerpos de agua. Sin embargo, la aplicación de estas técnicas de forma independiente genera una importante inversión económica y en la mayoría de los casos no logra solucionar el problema de forma completa. Debido a lo anterior, en este trabajo se propone la combinación de cuatro tecnologías que al ser aplicadas en los cuerpos de agua, no solo logran la eliminación y la remoción de los contaminantes sino que también hace posible la producción de energía a través de los mismos. Se analiza en particular el caso del lago de Xochimilco.

Contaminantes principales de los depósitos de agua

En este apartado se exponen las principales fuentes de contaminación que se presentan en los depósitos de agua, como es el caso de los canales del lago de Xochimilco, así como sus consecuencias para el medio ambiente. Estos contaminantes son: el lirio acuático, la descarga de aguas de plantas de tratamiento, la acumulación de metales pesados y la emisión de gases de efecto invernadero como consecuencia de la alta carga orgánica en los cuerpos de agua.

Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*)

El lirio acuático es una planta vascular de rápida reproducción, capaz de modificar algunas

propiedades físicas y químicas de los cuerpos de agua en los que se desarrolla, afectando de esta forma el equilibrio del ecosistema acuático. Cuando esta planta se encuentra fuera de hábitat natural se le considera una plaga (Carrión et al. 2012; Lu et al. 2007). En Xochimilco, el lirio se utiliza como abono verde, pero debe ser extraída mecánicamente de forma permanente para evitar que tape los canales secundarios. Además compete por nutrientes con la flora propia de los canales, los lirios forman una barrera física que afecta el intercambio gaseoso entre la atmósfera y la superficie del agua, disminuyendo así la velocidad de la corriente y bajando los niveles de oxígeno disuelto (Quiroz, Miranda & Lot, 2008).

Descarga de aguas de plantas de tratamiento a cuerpos de agua

Existe un grave problema respecto a la calidad del agua por causa del mal manejo de aguas residuales que son descargadas a los depósitos de agua, poniendo así en riesgo la disponibilidad de este recurso para el futuro. En el caso de las plantas de tratamiento ubicadas en el Cerro de la Estrella que descargan en los canales de Xochimilco (Carrión et al. 2012). Las aguas han sido tratadas con el fin de eliminar los contaminantes presentes para poder utilizarlas en otras aplicaciones y al mismo tiempo evitar daños al medioambiente (Oropeza, 2006), sin embargo, las aguas residuales que se descargan aún contienen una gran cantidad de contaminantes, debido a que muy pocas plantas de tratamiento usan algún tipo de proceso para reducir el efecto negativo de las mismas (Monroy et al. 2000). Entre los contaminantes principales de estos cuerpos de agua se encuentran los metales pesados. Carrión (2012) reportó los siguientes valores de metales pesados en el agua de la zona urbana del lago de Xochimilco: Zn 166.2 µg/l, Cr 1.3 µg/l, Ni 5.5 µg/l, Cu 4.8 µg/l, Pb 11.0 µg/l, As 5.9 µg/l, Cd 0.2 µg/l, mostrándose así la presencia de elementos contaminantes que comprometen la flora y fauna del lago.

Además de la contaminación de los cuerpos de agua por las descargas de plantas de tratamiento, también existe la contaminación de mantos

freáticos como consecuencia de la descomposición de materia orgánica. Un producto de la degradación de la materia orgánica son los lixiviados (desecho líquido que contiene contaminantes como: ácidos orgánicos y grasas complejas). Estos lixiviados penetran la superficie de la tierra o se transportan a través de los cuerpos de agua para finalmente contaminar los mantos freáticos, comprometiendo así la disponibilidad de un recurso necesario como lo es el agua limpia

Emisiones de gases de efecto invernadero y contaminación por metales

La degradación anaerobia de materia orgánica debido a la acción de diferentes grupos de microorganismos que cooperan para transformar la materia orgánica en una mezcla de dióxido de carbono y metano (Noykova et al. 2001), libera a gases de efecto invernadero que contribuyen al calentamiento global. Estudios de la EPA (Agencia de Protección Ambiental), determinan que el metano tiene un coeficiente de calentamiento global (GWP, Global Warming Potential, por sus siglas en inglés) de 56, lo que representa un potencial importante para contribuir al calentamiento global (gases de efecto invernadero), en referencia al dióxido de carbono, al que se le asigna un GWP de 1 (Asís, Dopazo & Gianoglio, 2012). Debido a esto, la acumulación de materia orgánica proveniente de la descarga de las plantas de tratamiento de agua y de la biodegradación de los lirios acuáticos, representan una fuente de emisión de gases dañinos al medio ambiente (metano y dióxido de carbono). Otra importante fuente de contaminación son los metales tóxicos que provienen de la descarga de plantas de tratamiento. En el lago de Xochimilco, estos metales se acumulan en los suelos de las chinampas contaminando así los cultivos (Ramos et al. 2001).

Generación de energía a partir de los contaminantes

En este apartado se propone un proceso comprendido por diferentes tecnologías para dar un tratamiento integral a los contaminantes de los depósitos de agua expuestos antes.

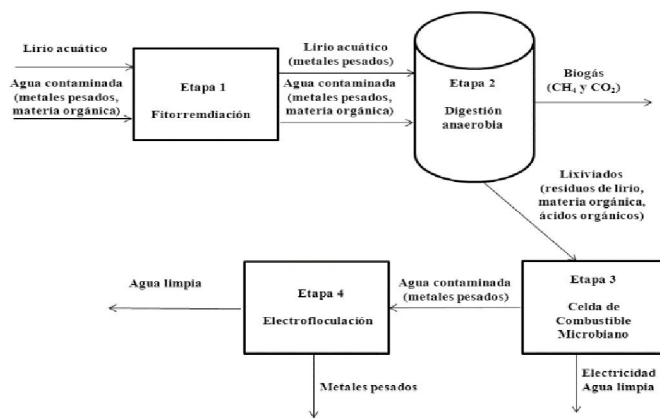


Figura 1. Diagrama de bloques del proceso de 4 etapas Propuesto para el uso de contaminantes como fuente de energía

Existen diferentes técnicas y metodologías aplicables para el tratamiento de cada una de las fuentes de contaminación anteriormente mencionadas, sin embargo cada una de ellas trata el problema de forma individual y deja de lado los demás. Esto implica una inversión económica mayor a un sistema que trabaje todas las fuentes de contaminación integralmente. Este trabajo propone un proceso secuencial comprendido por cuatro etapas en el que es posible obtener energía y al mismo tiempo reducir a niveles mínimos la carga de contaminantes presentes en los cuerpos de agua. A continuación se describen cada una de las etapas. La figura 1 muestra el proceso propuesto señalando los productos obtenidos en cada etapa.

Etapa 1. Fitorremediación con lirio acuático

La fitorremediación es una estrategia para la limpieza de medios contaminados a través del uso de plantas capaces de absorber los contaminantes presentes (en especial metales pesados). Una de las formas en las que las plantas absorben los contaminantes es por medio de sus raíces, a esta técnica se le denomina rizofiltración (Barceló & Poschenrieder, 2003). Se han realizado estudios para evaluar la capacidad de absorción de metales del lirio acuático presente en los canales de Xochimilco. Carrión et al (2012) realizó estudios de absorción en el lirio, obteniendo resultados que indican una alta capacidad de absorción por parte de la estructura sumergida, la estructura aérea muestra la misma capacidad en menor grado. En la

mayoría de los casos, los datos de concentración de metales en el lirio, muestran que la estructura sumergida contiene entre dos y cinco veces la concentración de los metales presentes en la estructura aérea (As, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V).

Aunque el lirio acuático se considera una plaga cuando se encuentra fuera de su medio, su presencia en aguas contaminadas puede ser usada a favor del hábitat invadido si se le da un correcto manejo a la planta después de haber alcanzado su límite de absorción de metales pesados. Carrión et al (2012), encontraron que los lirios más jóvenes contenían mayores concentraciones de metales pesados que los de edad avanzada. Por esta razón, es necesaria la continua recolección de los lirios que ya han alcanzado determinada edad, debido a que han alcanzado el máximo de absorción de metales pesados. Esta biomasa recolectada puede representar un problema en su manejo y disposición puesto que contiene metales tóxicos, sin embargo este problema puede ser resuelto si los lirios son usados como fuente de carbono junto con las aguas residuales para un digestor anaerobio, obteniéndose al mismo tiempo un beneficio en materia energética, que es la producción de biogás.

Etapa 2. Digestión anaerobia de lirio acuático y aguas residuales.

La digestión anaerobia es un proceso biológico en ausencia de oxígeno en el que materia orgánica es transformada en biogás, el cual está compuesto principalmente por metano (50-80% v/v) y dióxido de carbono. El gas obtenido puede ser usado para producir energía eléctrica o energía térmica para ser suministradas a algún sistema (Tambone et al, 2009).

El uso de la digestión anaerobia para la purificación de aguas contaminadas es un proceso comúnmente usado y de efectos positivos: disminuye las altas cargas orgánicas presentes en el líquido, tiene una baja producción de desechos, remueve patógenos, produce gas metano y tiene un bajo consumo de energía para funcionar. (Noykova et al. 2001). Por otra parte existen diversas investigaciones en

las que se ha evaluado la producción de biogás usando lirio acuático como fuente de carbono, ya sea solo o en combinación con otros tipos de desechos, encontrándose resultados positivos. La biomasa típica proveniente de una planta puede contener: 30-50% de celulosa, 20-40% de hemicelulosa y 15-30% de lignina. En las plantas la lignina envuelve y mantiene unidas las moléculas de hemicelulosa y celulosa. La lignina no puede ser biodegradada directamente en un proceso de digestión anaerobia, lo cual disminuye el rendimiento en la producción de biogás. Una ventaja del lirio acuático es que tiene un muy bajo contenido de lignina haciéndolo ideal para este tipo de procesos (Bhattacharya & Kumar, 2010)

Guillén y Rivas (2012) encontraron que la adición de lirio acuático a la digestión anaerobia de aguas residuales generadas en una universidad puede aumentar la proporción de metano en el biogás de un 30 % hasta un 50%, mejorando así la calidad del biogás y haciendo posible su uso como combustible, este reporte indica la factibilidad de combinar estos dos contaminantes en un proceso combinado aumentando la eficiencia del mismo en la producción del combustible.

Se ha demostrado que al utilizar lirio fresco se obtiene una mayor producción que la que puede ser obtenido usando lirio seco o aplicando algún tipo de tratamiento físico o químico. En un ensayo realizado por Ofoefule, Uzodinma & Onokwuli (2009) se encontró que al usar lirio fresco se obtiene un 65% de metano en el biogás, que es 5% mayor que al utilizar estructuras de lirio que no son frescas (en este estudio no se considera absorción de metales). El mayor rendimiento al usar materia fresca, permite dar solución a la necesidad de recolección continua expuesta en la etapa 1 del proceso propuesto, permitiendo así una mayor producción de metano y permitiendo la movilización de metales tóxicos contenidos en la planta.

El uso de lirio acuático que ha sido utilizado en fitorremediación no es una limitante para la generación de biogás usando la planta como fuente de carbono. Verma, Singh & Rai (2007), realizaron estudios de generación de biogás

utilizando lirio acuático usado para fitorremediación. El estudio se llevó a cabo evaluando el contenido de metano en el biogás usando lirios provenientes de aguas no contaminadas con metales y lirios usados en fitorremediación. Se encontró una máxima producción de biogás en un rango de 8-12 días; las plantas provenientes de aguas no contaminadas produjeron 158 ml biogás/ 100g de masa de lirio seca, mientras que los usados en fitorremediación tuvieron una producción de 189 ml biogás/ 100g de masa de lirio seca. El mismo efecto se observa en el contenido de metano en el biogás, los lirios provenientes de aguas no contaminadas tuvieron un máximo de 47.5 % de metano en biogás, mientras que en las mismas condiciones los lirios utilizados en fitorremediación tuvieron un 63.8 % de metano en biogás. Esta diferencia puede deberse a que las bacterias metanogénicas pueden estar utilizando parte de los metales absorbidos por los lirios como micronutrientes.

De acuerdo a lo anterior, es posible llevar a cabo un proceso de digestión anaerobia usando como sustrato una combinación de lirios acuáticos y aguas residuales, eliminando así parte de los contaminantes y generando al mismo tiempo metano, el cual es un gas de efecto invernadero, sin embargo si la digestión anaerobia se lleva a cabo de forma controlada, este gas puede ser aprovechado para producir electricidad en diferentes dispositivos como puede ser un generador eléctrico.

Los desechos líquidos provenientes de la digestión anaerobia de materia orgánica, reciben el nombre de lixiviados y contienen ácidos orgánicos (Greenman et al, 2009). Los ácidos orgánicos en el agua también representan una fuente de contaminación en el agua, sin embargo pueden ser utilizados como fuente de carbono en una celda de combustible microbiano.

Etapas 3. Producción de electricidad en una Celda de Combustible Microbiano

Una celda de combustible microbiano (CCM) es un dispositivo normalmente compuesto por dos cámaras (anódica y catódica) en el que bajo condiciones anaerobias se utilizan bacterias

capaces de generar un biofilm (película formada por bacterias) en el ánodo para catalizar la conversión de materia orgánica en electricidad. La fuente de carbono es oxidada por las bacterias generando electrones y protones en el ánodo. Los electrones son transferidos a través de un circuito externo mientras los protones difunden a través de una membrana de intercambio de protones hacia el cátodo, donde los electrones se combinan con protones y oxígeno formando agua. (Rabaey et al, 2004; Cheng, Liu & Logan, 2006). En contraste con la digestión anaerobia, las CCM crean corriente eléctrica y sus productos de salida están comprendidos principalmente por: dióxido de carbono e hidrógeno (Rabaey & Verstraete, 2005).

La operación de CCM con cultivos puros (sólo un tipo de microorganismo en específico), requiere de condiciones de operación controladas para evitar la proliferación de otro tipo de microorganismos dentro de la celda (Rabaey & Verstraete, 2005). Operar una celda de este tipo en las condiciones propuestas en presente trabajo es prácticamente imposible puesto que existe una diversa comunidad de microorganismos en los lixiviados de la digestión anaerobia. Se ha probado que las bacterias presentes en las aguas residuales son capaces de generar corriente eléctrica en una CCM (Cheng, Liu, & Logan, 2006), por lo que la presencia de una comunidad mixta de microorganismos no representa una desventaja, además se ha reportado que una comunidad mixta tienden a producir más energía que los cultivos puros cuando son usadas en CCM (Nevin et al. 2008).

Otra ventaja de usar un cultivo mixto en las CCM, es que la fuente de carbono usada es importante para cualquier proceso biológico, la eficiencia y la viabilidad económica para convertir desechos orgánicos a bioenergía dependen de las características y componentes del material de desecho (Pant et al, 2010). En el caso de un cultivo mixto, las poblaciones de bacterias complementan sus funciones, tomando cada una las fuentes de carbono que le son accesibles a su metabolismo.

En el caso de los lixiviados provenientes de la digestión anaerobia propuesta en este trabajo,

estarán constituidos principalmente por residuos de lirio, ácidos orgánicos, celulosa y por los metales pesados provenientes de la degradación del lirio acuático y del agua residual. Estas fuentes de carbono pueden ser procesadas de forma eficiente en las CCM.

Como se mencionó antes, la producción de corriente eléctrica varía en función del sustrato. Un ejemplo claro de esto es el ensayo llevado a cabo por Cheng, Liu & Logan (2006) en el que se usaron acetato y butirato como fuentes de carbono para alimentar bacterias provenientes de aguas residuales obteniéndose los siguientes resultados: en el caso del acetato, la remoción fue del 99% obteniéndose una densidad de potencia de 506 mW/m² (se toma como referencia la superficie en donde se formó el biofilm); en el caso del butirato se obtuvo una remoción del 98% y una densidad de potencia de 305 mW/m².

debido a que los procesos metabólicos llevados a cabo por las bacterias no son igualmente eficientes en cada caso, esto se explica por la afinidad de cada bacteria al sustrato correspondiente.

La corriente eléctrica producida por las CCM es mínima comparada con la que se puede obtener usando el biogás proveniente de la digestión anaerobia como combustible en un generador eléctrico. Sin embargo, las reacciones biológicas llevadas a cabo en la CCM permiten la disminución de la carga orgánica presente en los lixiviados hasta el mínimo biológicamente alcanzable.

Queda como último paso, remover de forma definitiva los metales pesados que están presentes en los desechos de la cámara anódica de la CCM y la mínima carga orgánica restante.

Microorganismo	Sustrato	mW/m ²	Autor
<i>Clostridium cellulolyticum</i> y <i>Geobacter sulfurreducens</i>	Carboximetilcelulosa (1 g/l)	143	Ren, Ward & Regan
Bacterias presentes en aguas residuales	Agua residual de recicladora de papel	501	Huang & Logan
Bacterias presentes en aguas residuales domésticas	Aguas residuales domésticas	72	Min & Logan
Bacterias presentes en estiércol de vaca	Lirio acuático seco (10%)	153	Sudhakar, Ananthkrishnan & Goyal

Tabla 1. Densidad de Potencia obtenida en CCM usando distintos sustratos e inóculos

De la misma forma, en un ensayo en el que se utilizó celulosa como fuente de carbono y la bacteria *Enterobacter cloacae* como cultivo en una CCM, se obtuvo una máxima densidad de potencia de 1.8 mW/m² (Rezaei et al, 2009). La tabla 1 muestra los resultados reportados por diferentes autores para el uso de CCM con sustratos semejantes a los que deben procesarse en esta propuesta.

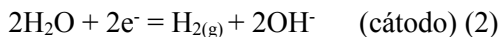
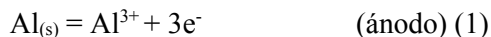
En la tabla 1, se puede observar que la densidad de potencia obtenida en una CCM varía en función del sustrato y de los microorganismos que lleven a cabo la conversión del mismo,

Esto se puede llevar a cabo mediante un proceso de electrofloculación.

Etapas 4. Electrofloculación para remover metales pesados

La electrofloculación es una técnica que puede ser usada para remover contaminantes de aguas residuales. El proceso implica la aplicación de corriente eléctrica a través de electrodos de sacrificio dentro de un tanque de reacción (Nielson & Smith, 2005). Las ecuaciones (1) y (2) muestran las reacciones típicas que se

presentan durante el proceso de electrofloculación:



Los iones de aluminio funcionan como agentes coagulantes, formando coágulos al combinarse con los contaminantes presentes en el agua residual. De esta forma las burbujas del hidrógeno generado por la electrólisis, capturan los coágulos y se produce la aglomeración de los mismos. La ventaja de este proceso respecto a otros similares, es que no requiere la adición de químicos extras que puedan cambiar las propiedades del líquido a tratar. En pruebas realizadas se ha obtenido un 98% de remoción de los contaminantes presentes en el agua tratada por esta técnica, el tiempo de proceso depende de la conductividad del efluente a tratar, a menor conductividad se requiere más tiempo (Nielson & Smith, 2005).

presentes en los canales del lago de Xochimilco y la generación de energía a partir de los mismos.

Proceso integral sustentable

El proceso multietapa descrito en este trabajo requiere un mínimo de inversión energética inicial debido que la energía necesaria para operar la celda de electrofloculación puede ser suplementada por medio del uso de un generador eléctrico que use metano como combustible, disminuyendo así el efecto invernadero del gas. La tabla 2 muestra la producción de biogás y su conversión a energía eléctrica en kWh usando una mezcla de lirio acuático y aguas residuales como fuente de carbono, tomando como base de cálculo una tonelada de masa seca de la planta en cada caso (Cuellar y Weber, 2008).

Los datos de tabla 2 se obtuvieron considerando un potencial de producción de energía de 10 kWh por m³ de metano en una combustión ideal con 100 % de eficiencia (Cuellar y Weber, 2008)

Fuente de carbono para producción de biogás	m ³ de biogás	% metano en biogás	m ³ de metano	kWh disponibles
80% Lirio usado en fitorremediación + 20% agua residual (Verma, Singh & Rai, 2007)	27.8	63.8	17.74	178.1
60% Lirio usado en fitorremediación + 40% agua residual (Verma, Singh & Rai, 2007)	20.7	54.2	11.21	112
40% Lirio usado en fitorremediación + 60% agua residual (Verma, Singh & Rai, 2007)	16.2	57.8	9.39	94.29
Lirio acuático y otras malezas (Wolverton & McDonald, 1976)	445	60	267	2680.38

Tabla 2. Producción de energía usando lirio acuático y aguas residuales como fuente de carbono

Otra bondad de este sistema es que también permite la separación de microorganismos del medio líquido (Zenouzil et al, 2013), mejorando la calidad del agua que se entregará al final para su nueva descarga al lago, asegurando que cumpla con los requerimientos necesarios para conservar el equilibrio medioambiental. La aplicación de este procedimiento también permite la precipitación de los iones de metales pesados que pueden quedar adheridos a los floculas y ser retirados de esta forma (Cañizares et al, 2009). Concluyendo de esta forma el ciclo de tratamiento integral de los contaminantes

apreciar que la mayor producción de biogás, así como la mayor concentración de metano, se obtiene usando una mezcla de 80% lirio acuático: 20% agua residual; mientras que al ir aumentando la cantidad de agua residual y disminuyendo al cantidad de lirio se obtiene una menor producción de biogás y de metano. Esto puede explicarse tomando en cuenta que en las mezclas en las que hay una mayor cantidad de lirio, existe una mayor disponibilidad de macronutrientes para los microorganismos metanogénicos. Mientras que en las mezclas con mayor cantidad de agua residual la

Conversión de Contaminantes para su Uso como Fuentes de Energía

disponibilidad de micronutrientes para los microorganismos es menor, ocasionando que la población de microorganismos disminuya y contribuyendo a que produzcan una menor cantidad de metano.

La energía disponible en el metano, puede ser aprovechada en un generador eléctrico que utilice este gas como combustible, se pueden obtener 23.57-670.09 kWh por cada tonelada de masa seca.

En el caso específico de Xochimilco, el primer semestre del 2005 se extrajo un total de 2,417 toneladas de lirio acuático de los canales del lago (Reyes, 2005), esto implica un aproximado de 4,834 toneladas por año. Usando el total del lirio retirado se en el proceso de digestión anaerobia, el potencial de producción de energía eléctrica es de 113,949 – 3'239,243 kWh en un año, considerando una eficiencia de 25% en el generador.

Esto quiere decir que 1 kg de metano tiene un efecto equivalente al de 21 kg de dióxido de carbono. La combustión ideal de una tonelada de metano da como producto 2.75 toneladas de CO₂. La tabla 3 muestra reducción en el potencial de contribución al cambio climático calculado en toneladas de CO₂.

En el caso de la producción de electricidad usando una celda de combustible microbiano, los datos deben ser obtenidos de forma experimental a partir de la implementación del proceso propuesto en este trabajo.

Sin embargo es posible establecer un estimado considerando lo reportado por Sudhakar, Ananthakrishnan & Goyal, en dónde se obtuvo un densidad de potencia de 153 mW/m² al usar lirio acuático como sustrato y estiércol de vaca como inóculo en un volumen total de 0.75 l. Considerando que la bioconversión del lirio acuático en la etapa de digestión anaerobia sea

Producción de metano	CH ₄ (m ³)	CH ₄ (ton)	Equivalente en CO ₂ (ton) si no se usa como combustible el CH ₄	CO ₂ (ton) producidas de la combustión de CH ₄	Equivalente en CO ₂ (ton) que no se emiten al quemar el CH ₄
Mínimo rendimiento	45,391.38	30.85	647.9	84.84	563.05
Máximo rendimiento	1'290,679	877.27	18422.77	2412.5	16010.26

Tabla 3. Producción de dióxido de carbono por descomposición de la materia orgánica

Esta producción de energía equivale a una generación de recursos económicos de \$331,252.00 anuales considerando el rendimiento mínimo de producción de metano y \$9'416,480 considerando un rendimiento óptimo en la producción de metano (cálculos, considerando un costo de \$2.907 por kWh) (Comisión Federal de electricidad, 2014).

Si el metano proveniente de la descomposición bacteriana del lirio acuático no se usa como combustible, no solo representaría una pérdida económica, tendría una mayor contribución al calentamiento global, debido a que el metano es 21 veces más dañino que el dióxido de carbono.

del 90%. Por cada tonelada de lirio base seca, se tendrían 100 kg que pasan como residuo hacia la etapa de la CCM, procesar esta cantidad requeriría un volumen total de 1000 L para mantener la relación del 10% de lirio en la CCM. Tomando como base un diseño de celda con electrodos de 0.02 m de diámetro por 1 m de altura, con una separación de 0.02 m de separación entre electrodo se requerirían cuatro CCM de 1 m³ de capacidad (la cámara anódica ocupa un volumen de 0.5 m³). El total de electrodos por las cuatro celdas sería de 3183, que representan un área disponible de 50 m². Tomando en cuenta el rendimiento de 153

mW/m², se obtendría aproximadamente 7.65 W/ton de lirio proceda hasta la etapa 3.

Debe destacarse que la finalidad del uso de la celda es la disminución de la carga orgánica presente en los lixiviados de la digestión anaerobia y que la energía generada puede ser usada para el proceso de electrofloculación complementándose con la energía proveniente del uso del metano como combustible.

De la misma forma, el proceso de electrofloculación debe ser validado de forma experimental para determinar las condiciones específicas en las que este proceso debe llevarse a cabo para el caso de estudio de este trabajo en particular.

CONCLUSIONES

El constante desarrollo industrial y la introducción de especies no nativas a medios ambientes específicos han causado graves problemas de contaminación, poniendo en riesgo la disponibilidad de los recursos naturales para las siguientes generaciones. La contaminación en el lago de Xochimilco es un claro ejemplo de esto. La implementación de sistemas integrales para el tratamiento los diversos tipos de contaminantes presentes en los canales del lago de Xochimilco es una necesidad inmediata puesto que se encuentra en riesgo parte del patrimonio cultural de México y del mundo, además de poner en riesgo al Ajolote *Ambystoma mexicanum*, especie en actual peligro de extinción.

La combinación de tecnologías que se complementen entre sí, no solo permite la solución a los problemas de contaminación, sino que también abre la posibilidad de obtener beneficios a partir del correcto procesamiento de estos residuos como los son: la producción de metano por digestión anaerobia, la producción de energía eléctrica por medio de celdas de combustible microbiano e incluso la posibilidad de producir agua pura por medio del proceso de electrofloculación cuyos requerimientos de energía eléctrica pueden ser suplementados por las otras dos tecnologías de biocombustibles propuestas en este trabajo.

En el caso del lago de Xochimilco, el uso del metano como combustible para su conversión en energía eléctrica tiene un potencial económico que puede alcanzar hasta \$9'416,480.00 anuales a través de la digestión anaerobia de lirio acuático. También debe tomarse en cuenta el potencial de reducción en la emisión de gases de efecto invernadero equivalentes a 16010.26 toneladas de CO₂. En el aspecto económico también debe considerarse la recuperación de metales que pueden ser reinsertados al uso industrial después de su correcta separación, así como la recuperación de los cuerpos de agua de Xochimilco.

BIBLIOGRAFÍA

- Asís, H.G., Dopazo, F. & Gianoglio, P.J. (2012), Producción de energía a partir de biogás obtenido de residuos sólidos urbanos, Universidad Tecnológica Nacional San Francisco, Provincia de Córdoba, Argentina.
- Barceló, J. & Poschenrieder, C. (2003), Phytoremediation: principles and perspectives, Contributions to Science, Vol. 2, No. 3, p 333.
- Bhattacharya, A. & Kumar, P. (2010), Water hyacinth as a potential biofuel crop, Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry, Vol. 9, No. 1, p 112.
- Cañizares, P., Martínez, F., Sáez, C. & Rodrigo, M. A. (2009), La electrocoagulación, una alternativa al proceso convencional de coagulación de aguas residuales, Afinidad, Vol. 71, No. 539, p 27.
- Carrión, C., Ponce de León, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M. & Vanegas, C. (2012) Potential use of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Xochimilco for metal phytoremediation, Agrociencia, Vol. 46, No. 6, p 609.
- Cheng, S., Liu, H. & Logan B.E. (2006), Power densities using different cathode catalysts (Pt and CoTMPP) and polymer binders (nafion and PTFE) in single chamber microbial fuel cells, Environmental Science Technology, No. 40, p 364.

CFE (2014), Cuotas aplicables para el servicio doméstico. Disponible en: http://app.cfe.gob.mx/Aplicaciones/CCFE/Tarifas/Tarifas/Tarifas_casa.asp?Tarifa=DACTAR1&anio=2014. Consulta: Noviembre, 2014.

Cuellar, A. D. & Weber, M. E. (2008), cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas, *Environmental Research Letters*, No. 3, p 1.

Greenmana, J., Gálvez, A., Giusti, L. & Ieropolosa, I. (2009), Electricity from landfill leachate using microbial fuel cells: Comparison with a biological aerated filter, *Enzyme and Microbial Technology*, No.44, p 112.

Guillén, R. & Rivas, O. (2012), Producción de metano a partir de desechos orgánicos generados en el Tecnológico de Costa Rica, *Tecnología en Marcha*, Vol. 25, No. 2, p 73.

Huang, L. & Logan, B., (2008), Electricity generation and treatment of paper recycling wastewater using a microbial fuel cell, *Applied Microbiology and Biotechnology*, Col. 80, p349.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2014). Estadística básica sobre el medio ambiente: datos del Distrito Federal, *Boletín de prensa* núm. 151/13, Distrito Federal, México.

Jafari, N. (2010), Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms), *Journal of Applied Science Environmental Management*, Vol. 12, No. 2, p 43.

Lu, J., Wu, J., Fu, Z. & Zhu, L. (2007), water hyacinth in China: a sustainability science-based management framework, *Environmental Management*, No. 40, p 823.

Min, B. & Logan, B., (2004), Continuous electricity generation from domestic wastewater and organic substrates in a flat plate microbial fuel cell, *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, p 5809.

Monroy, O., Famá, G., Meraz, M., Montoya, L. & Macarie, H. (2000), anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the

technology, *Water Research* Vol. 34, No. 6, p 1803.

Nevin, K. P., Richeter, H., Covalla, S .F., Johnson, J P., Woodard, T. L., Orloff, A. L., Jia, H., Zhang, m. & Lovley D.R. (2008), Power output and coulumbic efficiencies from biofilms of *Geobacter sulfurreducens* comparable to mixed community microbial fuel cells, *Environmental Microbiology*, Vol. 10, No. 10, p 2505.

Nielson, K. & Smith D. W. (2005), Ozone-enhanced electroflocculation in municipal wastewater treatment, *Journal of Environmental Engineering and Science*, No. 4, p 65.

Noykova, N., Müller, T.G., Gyllenberg, M. & Timmer, J. (2001), Quantitative analyses of anaerobic wastewater treatment processes: Identifiability and parameter estimation, *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 78, No. 1, p 89.

Ofoefule, A.U., Uzodinma, E.O. & Onokwuli, O.D. (2009), Comparative study of the effect of different pretreatment methods on biogas yield from water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*), *International Journal of Physical Sciences*, Vol. 4, No. 8, p 535.

Oropeza, N. (2006), Lodos residuales: estabilización y manejo, *Caos Consciencia*, Vol. 1, No. 1, p 51.

Pant, D., Van Bogaert, G., Diels, L. & Vanbroekhovem, K. (2010), A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production, *Bioresource Technology*, Vol. 101, No. 6, p 1533.

Quiroz, A., Miranda, M.G. & Lot, A. (2008), Estudio comparativo de algunas variables fisicoquímicas del agua en canales secundarios de Xochimilco con y sin *Eichhornia Crassipes* (Martius), *Polobotánica*, No. 25, p 127.

Rabaey, K., Lissens, G., Siciliano, S. D. & Verstraete, W. (2003) A microbial fuel cell capable of converting glucose to electricity at

high rate and efficiency, *Biotechnology Letters*, No. 25, p 1531.

Rabaey, K. & Verstraete, W. (2005), Microbial fuel cells: novel biotechnology for energy generation, *Trends in Biotechnology*, Vol. 23, No. 6, 291.

Ramos, R., Cajuste, L.J., Flores, D. & García, N.E. (2001), Heavy metals, salts and sodium in chinampa soils México, *Agrociencia*, Vol. 35, No. 4 p 385.

Ren, z. Ward, T. & Regan, J. (2007), electricity production from cellulose in a microbial fuel cell using a defined binary culture, *Environmental Science and Technology*, Vol. 41, p4781.

Reyes, J.L. (2005) Comunicado del Director de Desarrollo Rural de la Delegación Xochimilco. México, Distrito Federal.

Rezaei, F., Xing, D., Wagner, R., Regan, J. M., Richard, T. L. & Logan B.E. (2009), Simultaneous Cellulose Degradation and Electricity Production by *Enterobacter cloacae* in a Microbial Fuel Cell, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 75, No. 11, p 3673.

Sudhakar, K., Ananthkrishnan, R. & Abbashek, G. (2012), Comparative analysis of bioelectricity production from water hyacinth, cow dung and their mixture using a multichambered biomass battery, *International Journal of Agriculture Innovations and Research*, Vol. 1, p 102.

Tambone, F., Genevini, P., D'Improzano G., & adani, F. (2009), assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW, *Bioresource Technology*, No. 100, p 3140.

UNESCO (2014), World Heritage List. Disponible en: <http://whc.unesco.org/en/list/412>. Consulta: Noviembre, 2014.

Venkata, S., Mohanakrishna g. & Chiranjeevi, P. (2011), Sustainable power generation from floating macrophytes based ecological, *Bioresource Technology*, Vol. 102, p 7036.

Verma, V. K., Singh, Y. P. & Rai, J. P. N. (2007), Biogas production from plant biomass used for phytoremediation of industrial wastes, *Bioresource Technology*, No. 98, p 1664.

Wolverton, B. C. & McDonald, R.C. (1976), Water Hyacinths for upgrading sewage lagoons to meet advanced wastewater treatment standards part 1, NASA Technical Memorandum TMx-72730, p 2142.

Zambrano, L., Reynoso, V. H. & Herrera, G. (2004), Abundancia y estructura poblacional del axolotl (*Ambystoma mexicanum*) en los sistemas dulceacuícolas de Xochimilco y Chalco Universidad Nacional, Autónoma de México. Instituto de Biología, Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. AS004. México, Distrito Federal.

Zenouzil, A., Ghobadian, B., Hejazi, M. A. & Rahnemoon, P. (2013), Harvesting of Microalgae *Dunaliella salina* Using Electroflocculation, Vol. 15, p 879.

