

Efecto de los pretratamientos por prehidrólisis térmica y electrooxidación sobre la solubilización y biodegradabilidad anaeróbica de lodos residuales para la producción de metano

López Vargas Patricia Catalina^{1*}, Castañeda Briones María Teresa¹, Meléndez Estrada Jorge²

¹Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento de Ciencias Básicas. Av. San Pablo No. 180, Azcapotzalco, Ciudad de México. C.P. 02200. México.

²Instituto Politécnico Nacional, Sección de Estudios de Posgrado e Investigación -ESIA UZ IPN, Miguel Bernard 322, Gustavo A. Madero. Ciudad de México. C.P. 07320. México.

*Autor para correspondencia: katalinalopezv@gmail.com

Recibido:

16/julio/2019

Aceptado:

20/octubre/2019

Palabras clave:

Biosólidos,
electrooxidación,
prehidrólisis

Keywords:

Biosolids,
electrooxidation,
prehydrolysis

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue comparar dos pretratamientos en lodos residuales para disminuir su tamaño de partícula y aumentar el grado de solubilización y la producción específica de metano en una posterior digestión anaerobia. El primer pretratamiento empleado fue la prehidrólisis térmica del lodo a diferentes temperaturas durante diferentes tiempos de operación. El otro pretratamiento fue la electrooxidación utilizando electrodos de grafito y acero inoxidable a diferentes intensidades de corriente variando los tiempos de operación. Las eficiencias obtenidas con las condiciones óptimas para el pretratamiento térmico (90 °C durante 90 minutos) fueron 65.5% para DQO, 39.4% para SV y se alcanzó el valor máximo teórico del PBM de 92 CH₄/g SV. Así mismo, el pretratamiento por electrooxidación mostró eficiencias del 48% en la DQO, 28% en SV y un valor de 75 CH₄/g SV en las condiciones óptimas (31.74 mA/cm². 45 minutos).

ABSTRACT

The objective of this research was to compare two pretreatments in residual sludge to decrease their particle size and increase the degree of solubilization and the specific production of methane in a subsequent anaerobic digestion. The first pretreatment used was the thermal prehydrolysis of the sludge at different temperatures during different operating times. The other pretreatment was electrooxidation using graphite electrodes and stainless steel at different current intensities varying the operating times. The efficiencies obtained with the optimal conditions for thermal pretreatment (90 °C for 90 minutes) were 65.5% for COD, 39.4% for SV and the theoretical maximum PBM value of 92 CH₄ / g SV was reached. Likewise, electro-oxidation pretreatment showed efficiencies of 48% in COD, 28% in SV and a value of 75 CH₄ / g SV in optimal conditions (31.74 mA / cm². 45 minutes).

Introducción

Para una producción eficiente de metano y una rápida degradabilidad anaerobia de los lodos de desecho procedentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), es importante tener un balance en el grado de reacción de los diferentes pasos involucrados: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Appels et al., 2008).

La velocidad del proceso de degradación está limitada por la velocidad de la etapa más lenta, la cual depende de la composición de cada residuo. Para residuos en los que la materia orgánica está en forma de partículas, la fase limitante es la hidrólisis, esta limitación hace que los tiempos de proceso sean del orden de semanas (Carrere et al., 2008). Para ayudar a la solubilización de esas partículas y aumentar la velocidad del proceso se pueden utilizar pretratamientos para disminuir el tamaño de las partículas y solubilizarlas.

Recientemente la digestión anaerobia se ha utilizado no solo para la estabilización de lodos de desecho, sino para la producción de energía a partir de biogás rico en metano, el cual tiene un potencial de 0.31 m³/kg ST, se estima que cada metro cúbico de biogás producido por digestión anaerobia genera 1.6 kilowatt-hora (Mao et al., 2015). Se han realizado diversas investigaciones para incrementar la producción de metano a través de diferentes procesos de pretratamiento para recuperar la mayor cantidad de energía almacenada en ellos y contribuir a reducir los tiempos y costos de operación de las PTAR (Noyola, 1996). Diversos estudios muestran que el pretratamiento del lodo rompe la pared celular, que es considerada una estructura rígida formada por cadenas de péptidos, las cuales son resistentes a la ruptura osmótica y a la biodegradación, liberando así material orgánico disponible para su posterior degradación por los microorganismos acidogénicos agilizando el proceso y mejorando las características del lodo previo a su acondicionamiento o digestión anaerobia (Camacho et al., 2002). La hidrólisis térmica es uno de los pretratamientos con mejores resultados, permite la solubilización parcial de materia orgánica, la sanitización del lodo y reduce la viscosidad, con un subsecuente mejoramiento en el manejo y aprovechamiento del lodo (Bougrier et al., 2008). En este sentido, la mayoría de las investigaciones se han enfocado en realizar el pretratamiento térmico a altas temperaturas que van desde 120 °C a 200 °C a diferentes tiempos que van desde 30 a 60 minutos; sin embargo, existen dos desventajas significativas para estas condiciones, la primera son los altos niveles de energía que se requieren y la segunda que a temperaturas superiores a 180 °C existe la formación de compuestos refractarios no biodegradables (Ruiz, 2013). Por lo

anterior la aplicación del tratamiento térmico a bajas temperaturas (<100 °C) es una alternativa que está siendo investigada para superar estos inconvenientes.

Dentro de los pretratamientos químicos oxidativos, se ha reportado el uso de procesos de electrooxidación, que mejoran las características del lodo previo a su acondicionamiento o digestión anaerobia. Algunas de las ventajas de la electrooxidación son: mejoras en la deshidratabilidad de los lodos (Yuan et al., 2010); reducción en los sólidos volátiles del lodo con tiempos breves de pretratamiento (15 a 30 minutos) en rangos de 0.5 a 2.0 A, una reducción del tiempo de retención del posterior proceso anaerobio de 23.5 a 17.5 días (Song et al., 2010) y reducción de la concentración de materia orgánica en un 27%, así como la modificación de las características físicas del lodo (Barrios et al., 2016).

Este estudio pretende optimizar la degradación anaerobia y la producción de metano para reducir los costos asociados al tratamiento y disposición de lodos residuales y obtener la mayor cantidad de energía renovable a partir de estos subproductos del tratamiento de aguas residuales. Para ello, inicialmente se aplicaron dos pretratamientos, uno químico por electrooxidación y otro térmico con temperaturas medias para digerir los lodos generados en una PTAR, con la finalidad de incrementar la eficiencia de eliminación de SV y DQO, así como obtener una mayor cantidad de biogás rico en metano en la posterior digestión anaerobia de los mismos.

Metodología

Pretratamientos

Muestreo de lodos

Se colectaron muestras compuestas por lodos secundarios y primarios de la PTAN de la Central Termoeléctrica del Valle de México-CFE ubicada en Ecatepec de Morelos, México, la cual da tratamiento a las aguas negras del Gran Canal de desagüe de la Ciudad de México.

Pruebas de pretratamientos térmicos

Se evaluó el efecto de la temperatura y el tiempo de exposición en la reducción de la materia orgánica presente en el lodo de desecho; para ello se realizaron ensayos a diferentes temperaturas y tiempos de exposición.

Se utilizó un diseño experimental bifactorial (tabla 1), donde el primer factor fue el tiempo, definido en cuatro niveles: 50, 70, 90 y 110 minutos, el segundo factor fue la temperatura, definida en tres niveles: 70, 80 y 90 °C.

Tabla 1. Diseño experimental del pretratamiento térmico.

| Temperatura °C | Tiempo de exposición (minutos) | | | |
|----------------|--------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | 50 | 70 | 90 | 110 |
| 70 | A1 ₁ | B1 ₁ | C1 ₁ | D1 ₁ |
| | A1 ₂ | B1 ₂ | C1 ₂ | D1 ₂ |
| | A1 ₃ | B1 ₃ | C1 ₃ | D1 ₃ |
| 80 | A2 ₁ | B2 ₁ | C2 ₁ | D2 ₁ |
| | A2 ₂ | B2 ₂ | C2 ₂ | D2 ₂ |
| | A2 ₃ | B2 ₃ | C2 ₃ | D2 ₃ |
| 90 | A3 ₁ | B3 ₁ | C3 ₁ | D3 ₁ |
| | A3 ₂ | B3 ₂ | C3 ₂ | D3 ₂ |
| | A3 ₃ | B3 ₃ | C3 ₃ | D3 ₃ |

Se utilizaron parrillas de calentamiento y matraces bola con capacidad de 200 mL. Los matraces fueron sumergidos en baño maría para uniformizar la temperatura. Se introdujo un termómetro colocado en el seno del líquido para el monitoreo de la temperatura.

Una vez alcanzada la temperatura deseada y después de cada tiempo de exposición, se retiraron muestras de 10 mL mismas para su análisis; cada experimento se realizó por triplicado. El grado de solubilización (GS) de los compuestos orgánicos fue calculado de acuerdo a la ecuación (1) (Vigueras et al., 2013).

$$GS = \frac{DQOs\ tratado - DQOs\ crudo}{DQOt\ crudo - DQOs\ crudo} * 100 \dots \dots \dots (1)$$

Donde: GS= Grado de solubilización expresado en porcentaje, $DQOs_{tratado}$ = mg $DQOs_{soluble}/L$ con pretratamiento térmico, $DQOs_{crudo}$ = mg $DQOs_{soluble}/L$ sin pretratamiento térmico, $DQOt_{crudo}$ = mg DQO_{total}/L sin pretratamiento térmico.

Pruebas de pretratamientos por electrooxidación

Para el pretratamiento por electrooxidación (EO) se utilizó una celda electroquímica en batch con capacidad de 5 L (Figura 1), empleando 2 ánodos de grafito con dimensiones de 21 cm de largo por 4.5 cm de ancho y un cátodo giratorio de acero inoxidable de forma cilíndrica con área de 659.73 cm².

Los electrodos se conectaron a una fuente de poder con capacidad de 3 A (BK Precision 1672), que suministró corriente directa.

En las pruebas de EO se evaluó el efecto de la intensidad de corriente a diferentes tiempos. Los ensayos realizados siguieron un diseño de experimentación bifactorial, donde el primer factor fue el tiempo, definido en tres

niveles: 15, 30 y 45 minutos de exposición; el segundo factor fue la intensidad de corriente definida en cuatro niveles: 1.0 A, 1.5 A, 2.0 A y 3.0 A, esto con la finalidad de evaluar el potencial del pretratamiento en la estabilización del lodo.

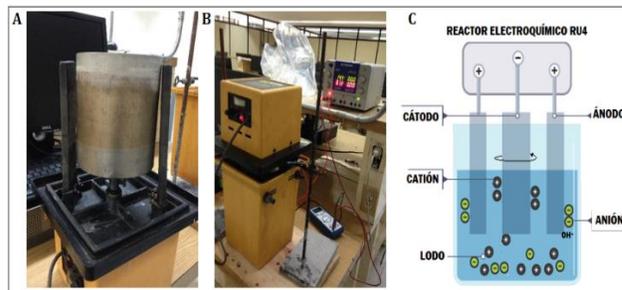


Figura 1. Reactor electroquímico RU4. A. Electrodo, B. Vista frontal del sistema durante el proceso de EO, C. Diagrama del reactor.

Se alimentó al sistema con 5 litros de lodo mezcla (50:50) y se trabajó a 100 rpm, con un pH de 6.5 y a una temperatura de 22 °C en cada uno de los ensayos. Antes de efectuar los experimentos, los electrodos fueron polarizados en una solución de Na₂SO₄ 5000 ppm durante 20 minutos (Linares et al., 2011).

La eficiencia de remoción del sistema se realizó en términos del grado de solubilización (ecuación 1). El consumo de energía eléctrica (ENC, kWh/m³, ec. 2) se calculó mediante la ley de Faraday (Gengec et al., 2012).

$$ENC = \frac{U * I * t}{v} \dots \dots \dots (2)$$

Donde: U es el voltaje de la celda (V), I es la corriente eléctrica (A), t es el tiempo de operación (h), y v es el volumen del lodo residual (m³).

Determinación del Potencial Bioquímico de Metano

Se realizaron ensayos en lote utilizando botellas serológicas con un volumen de trabajo de 80mL, y el resto como espacio de cabeza (20 mL).

Se utilizaron como inóculo 25 mL de lodo granular proporcionado por el Instituto de Ingeniería de la UNAM, 5 mL de medio mineral RAMM (Shelton y Tiedje, 1984) y 70 mL de los lodos pretratados con PT, y PEO. Las condiciones de operación de los ensayos por lotes fueron: temperatura 37° C, pH 6.5, durante un periodo de 25 días. Se utilizaron como control botellas de sustrato sin inóculo.

Técnicas analíticas

Para dar seguimiento a las pruebas experimentales se analizaron los parámetros mostrados en la tabla 2.

Tabla 2. Técnicas analíticas utilizadas en los ensayos.

| Parámetro | Técnica o equipo | Aplicaciones en ensayos | | |
|--------------------------------------|---|-------------------------|-----|-----|
| | | PT | PEO | PBM |
| pH | Potenciómetro | x | x | x |
| Temperatura | Termómetro | x | x | x |
| Sólidos Totales | Gravimetría | x | x | x |
| Sólidos Volátiles | Gravimetría | x | x | x |
| Demanda Química de oxígeno (total) | Reflujo cerrado | x | x | x |
| Demanda Química de oxígeno (soluble) | Centrifugado a 6000 rpm/5 min, /reflujo cerrado | x | x | x |
| Producción de biogás | Desplazamiento por columna de agua | | | x |
| Composición de biogás | Cromatografía de gases (CG-TCD) Fisher 1200 | | | x |
| Tamaño de partícula | Dispersión de luz dinámica (DLS) Zetasizer | x | x | |

Resultados y discusión

Pruebas de pretratamientos térmicos

Grado de solubilización

Después del pretratamiento térmico, la solubilización de los compuestos orgánicos se incrementó con respecto a la temperatura y al tiempo de exposición. Una revisión de los resultados obtenidos en esta etapa se presenta en la figura 2 en donde el pretratamiento térmico a baja temperatura crea un ligero incremento en la solubilización de la DQO debido a que solo el 18.22% de la solubilización es alcanzado con un pretratamiento a 70 °C y 30 minutos. Este comportamiento es mínimo comparado con los resultados obtenidos a temperaturas y tiempos de exposición superiores, se observa también que a partir de tiempos largos de exposición como 120 minutos. Los grados de solubilización son muy similares a los conseguidos con 90 minutos (29, 35 y 53% a 70, 80 y 90 °C durante 90 minutos y 32, 40 y 56 % con 70, 80 y 90 °C a 120 minutos),

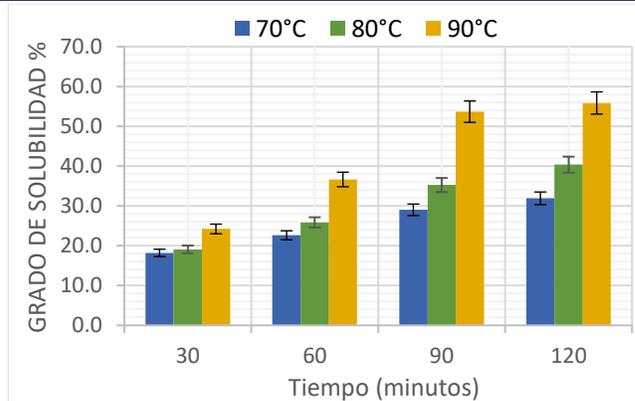


Figura 2. Porcentajes de solubilización con respecto al tiempo en los ensayos con pretratamiento térmico.

Lo cual podría significar que el proceso se ha estancado y son los máximos valores que se pueden alcanzar con el pretratamiento térmico para este estudio en particular. Arce y Noyola (2009) reportaron el 69 % de solubilización de la DQO a 70 °C durante 90 minutos, Viguera et al. (2013) utilizando una autoclave a 120 °C durante 15 minutos obtuvieron un 38% sobre la solubilización de lodos residuales. Un rango óptimo para el pretratamiento térmico del lodo residual en estudio sería de 90 minutos a 90 °C, cuando se alcanzan porcentajes del 53.69% de solubilización de la materia orgánica.

Tamaño de partícula

En cuanto al tamaño de partícula se puede observar en la figura 4, que éste disminuyó con respecto a las lecturas realizadas en el lodo crudo (figura 3) donde se tenían diámetros del orden de 1794.83 ± 528.06 y 239.94 ± 54.27 y 5520.66 ± 546.17 nm que representaban el 78, 17 y 5% respectivamente.

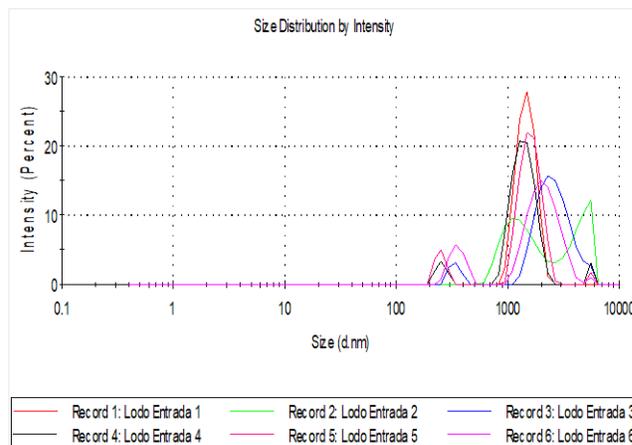


Figura 3. Distribución del tamaño de partícula en porcentajes de los lodos crudos sin pretratamiento.

Una vez realizado el tratamiento térmico se observó que el diámetro de las partículas disminuyó considerablemente, en el orden de 1532.15 ± 639.36 , 359.38 ± 143.90 nm y 5246.01 ± 34.20 lo cual corresponde al 77, 22 y 1% respectivamente.

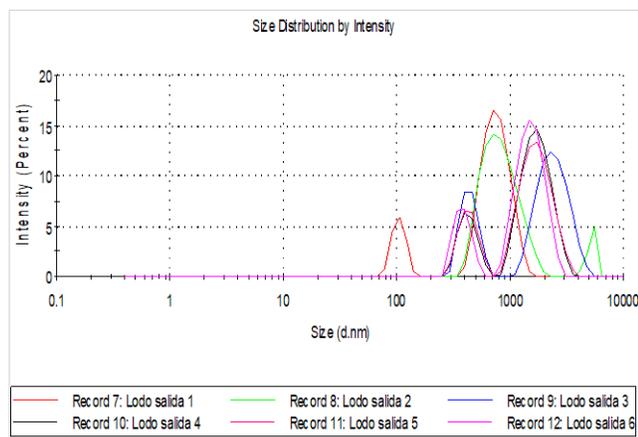


Figura 4. Distribución del tamaño de partícula en porcentajes de los lodos pretratados a 90 °C durante 90 minutos.

En general, el diámetro obtenido al terminar el PT corresponde a 1352.98 ± 253.37 nm; se aprecia que el diámetro de las partículas ha disminuido considerablemente, así como el error, lo cual es indicativo de la reducción del diámetro, por lo que la muestra resulta ser más homogénea.

Pruebas de pretratamientos por electrooxidación

Grado de solubilización

El pretratamiento con electrooxidación aumentó la cantidad de DQO soluble en todos los ensayos debido a la ruptura de las células y la liberación del material intracelular (figura 5).

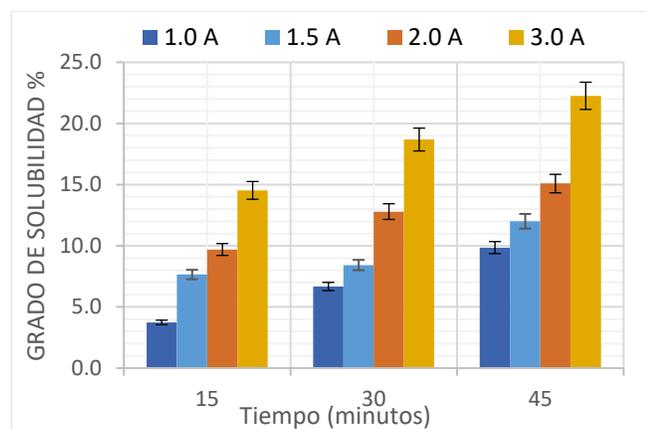


Figura 5. Porcentajes de solubilización con respecto al tiempo en los ensayos con pretratamiento electrooxidativo.

La EO con intensidad de corriente de 3.0 A (31.74 mA/cm²) mostró el mayor grado de solubilidad en los tres tiempos ensayados, teniendo eficiencias de remoción del 14.53, 18.69 y 22.26% a 15, 30 y 45 minutos respectivamente.

Como se ve en los resultados, el aumento de la densidad de corriente y el tiempo de operación mejoraron ligeramente las eficiencias, pero también causaron un aumento del consumo eléctrico, así pues los consumos eléctricos se calcularon respectivamente como 2.1, 3.15, 4.2 y 6.3 kWh/m³ para 10.58, 15.87, 21.16 y 31.74 mA/cm² durante 45 minutos (tiempo máximo de operación); otros estudios con EO reportan consumos eléctricos del orden de 1.85 a los 100 kWh/m³, (Jalife et al., 2015; Choi et al., 2010) se consideran consumos altos cuando sobrepasan los 100 kWh/m³ (Gengec, 2017), en estos casos se recomienda la adición de electrolitos para disminuir el consumo eléctrico. Por lo tanto, una densidad de corriente de 31.74 mA/cm², aplicando una intensidad de corriente de 3A durante 45 minutos fueron seleccionados como las condiciones óptimas de operación en este estudio, ya que no se tiene un consumo eléctrico elevado y se obtuvieron las mayores eficiencias en cuanto a solubilización.

Tamaño de partícula

Respecto al tamaño de partícula se puede observar en la figura 6 que éste disminuyó con respecto a las lecturas realizadas en el lodo crudo (figura 3).

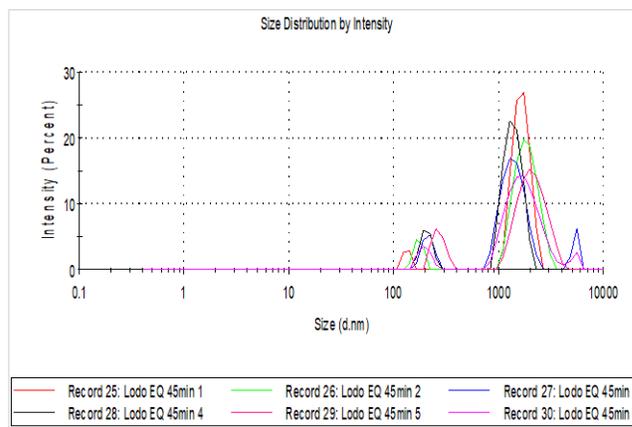


Figura 6. Distribución del tamaño de partícula en porcentajes de los lodos pretratados por electrooxidación a 3 A durante 45 minutos.

Una vez realizado el pretratamiento por EO, el mayor porcentaje de las lecturas se observa en partículas del rango de los 1702.16 ± 288.56 correspondiente al 87%, partículas pequeñas de 197.61 ± 44.77 nm que representan el 11% de la muestra, y finalmente el 2% con partículas de alrededor de 5150.5 ± 231.34 nm.

En condiciones normales, la solubilización de los lodos residuales es un proceso lento y es catalizado por enzimas extracelulares, tales como amilasas, proteasas, lipasas y nucleasas (Donosso et al., 2011). Los pretratamientos provocaron una hidrólisis parcial de los biopolímeros y una disminución en el tamaño de partícula que se manifestó con un incremento de la DQO soluble, el incremento de los sólidos totales y de partículas de menor tamaño, lo cual aumentó el área de contacto para la hidrólisis.

Pruebas de Potencial Bioquímico de Metano

En todos los casos, se observó oxidación de compuestos orgánicos solubles (indicada por una reducción de la DQO). Esto es consistente con estudios previos para acondicionamiento con pretratamientos térmico (Bougrier et al., 2006; Yang et al., 2010; Ruiz, 2013) y electrooxidación (Yuang et al., 2010; Tapia et al., 2015), donde se reporta la solubilización de sustancias intracelulares.

La tabla 3 muestra una baja eliminación de la DQO en los ensayos con lodo crudo, sin embargo, en los ensayos con lodos pretratados hubo una mayor eliminación, lo que indica que ambos pretratamientos favorecen la solubilización de los lodos residuales a sustratos biodegradables para producir biogás.

Tabla 3. Resumen de los resultados obtenidos en las pruebas de PBM.

| Parámetro | SP | PT | PEO |
|--|------------|------------|------------|
| Eficiencia de eliminación de la DQO total, % | 28.4 ± 1.3 | 65.5 ± 3.9 | 48 ± 2.6 |
| Eficiencia de remoción de SV, % | 9.4 ± 5.4 | 39 ± 4.1 | 28 ± 3.3 |
| Relación de alcalinidades α | 0.61 ± 0.3 | 0.78 ± 0.1 | 0.82 ± 0.2 |
| PBM CH ₄ /g SV | 38.6 ± 3.5 | 92 ± 2.6 | 75 ± 6.8 |

Los resultados de la producción de biogás a partir de los lodos evaluados, muestran que en los ensayos sin pretratamiento no hubo producción significativa de metano; en los ensayos con EO la producción fue más alta que para los ensayos sin pretratamiento. En los ensayos con pretratamiento térmico la producción de metano fue más alta que para los ensayos sin pretratamiento y por EO, incrementando la producción de metano un 54%. Los resultados obtenidos concuerdan con los reportados en diferentes investigaciones Bougrier et al. (2006) y Fernández et al. (2008) aplicando prehidrolisis térmica a

lodo activado a 170 °C y 30 minutos con un TRH de 20 días obtuvieron un 51% y 50% de incremento en la producción de metano respectivamente; en un estudio similar al realizado se reportó un aumento del 57% en la producción de metano al realizar prehidrólisis térmica a lodos residuales durante 90 minutos a 90 °C (Ruiz, 2013).

El pretratamiento por electrooxidación incrementó la producción de metano en un 37%; Tapia et al. (2015) reportaron un aumento del 59% utilizando electrodos de diamante dopado con boro (celda diachem) durante 30 minutos aplicando intensidad de corriente de 2 A, el potencial de evolución de oxígeno de estos ánodos es el más alto reportado en literatura (2.8 V con 0.5 M H₂SO₄); en este estudio se utilizaron ánodos de grafito los cuales cuentan con un potencial de evolución de oxígeno con menor rendimiento (1.7 V con 0.5 M H₂SO₄, 39% < DDB) que los de DDB; sin embargo, trabajan de manera similar como ánodos no activos, se consideran inactivos porque los radicales M(OH) fisisorbidos permanecen estables por lo que la oxidación de compuestos orgánicos tiene lugar por vía radical, a partir de la formación de radicales hidroxilo (Brillas et al., 2011), lo que permite su disponibilidad para lograr la completa mineralización del contaminante degradándolo hasta CO₂, H₂O y otros productos inorgánicos (Canizares et al., 2004). Los ánodos de grafito a pesar de ser más económicos, tienen un menor rendimiento, así mismo tienen el inconveniente del desgaste o corrosión de la superficie anódica (Weinhold y Martínez, 2012).

Estos resultados muestran que la producción de metano a partir de muestras de lodos sin pretratamiento requiere un periodo de digestión mayor para biotransformar la materia orgánica biodegradable hasta metano.

Conclusiones

Los procesos por electrooxidación y prehidrólisis térmica se utilizaron para pretratar lodos residuales de una planta de tratamiento de aguas residuales. Las condiciones óptimas del proceso se determinaron como 31.74 mA/cm² de densidad de corriente, 6.5 de pH y 45 minutos para electrooxidación y 90 °C, pH de 6.5 durante 90 minutos para el pretratamiento térmico. Ambos pretratamientos mostraron ser eficientes para solubilizar y disminuir el tamaño de partícula de la materia orgánica de ese tipo de subproductos; sin embargo, se obtuvieron mejores resultados utilizando pretratamiento térmico. Las eficiencias obtenidas con las condiciones óptimas para el pretratamiento térmico fueron 65.5% para DQO, 39.4% para SV y se alcanzó el valor máximo teórico del PBM de 92 CH₄/g SV una vez realizada la digestión por un periodo de 25 días. Así mismo, el pretratamiento por electrooxidación mostró

eficiencias del 48% en la DQO, 28% en SV y un valor de 75 CH₄/g SV. Este estudio demostró que la combinación de un pretratamiento en la digestión anaerobia de lodos residuales mejora el tiempo de operación, se tiene un bajo requerimiento de químicos y es una alternativa viable para el tratamiento de lodos residuales con alto contenido orgánico.

Se recomienda analizar el efecto que tienen los pretratamientos en la eliminación de microorganismos patógenos, realizar una caracterización de los electrodos en el PEO, la realización de un balance energético del proceso para saber si es autosustentable, la aplicación de estas estrategias no a la producción de biogás por medio de digestión anaerobia, sino a la generación de hidrógeno. Una vez estudiado a detalle el proceso a escala de laboratorio, pasarlo a escala piloto y optimizarlo.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el CONACYT. Este trabajo fue realizado en el Laboratorio de Microbiología Ambiental de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco y en el laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la ESIA Zacatenco del Instituto Politécnico Nacional. Agradecemos al laboratorio de circuitos eléctricos de la ESIME Zacatenco por la colaboración en los experimentos de electrooxidación.

Referencias

Appels L., Baeyens J., Degreve J., Dewil R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Prog. Energy Combust.*, 34: 755-781.

Arce E. y Noyola A. (2009) Pretratamiento térmico y digestión anaerobia mesofílica de lodos residuales para la producción de biosólidos de clase A. *Memorias del XIII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. Acapulco Guerrero, México, 21 - 26 de junio.*

Barrios A., De Leon C., Barrera C., Becerril E., Reyes H. (2015). A coupled ozonation-electrooxidation treatment for removal of bisphenol A, nonylphenol and triclosan from wastewater sludge. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14: 707-716.

Bougrier C., Delgenes J., Carrere H. (2006). Removal of organics from the wastewater of dyebath by electrooxidation. Combination of thermal treatments and anaerobic digestion to reduce sewage sludge quantity and improve biogas yield, *Process Saf. Environ. Protect*, 84: 280-284.

Bougrier C., Delgenes. J; Carrere H. (2008) Effects of thermal treatments on five different waste activated

sludge simples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chem. Eng. J.* 139 (2), 236-244.

Brillas, E., y Huitle, C. (2011). *Synthetic diamond films: preparation, electrochemistry, characterization and applications* (Vol. 8). Ed. John Wiley & Sons. P 150-152.

Camacho P., Deleris S., Geaugey V., Ginestet P., Paul E. (2002). A comparative study between mechanical, thermal and oxidative desintegration techniques of waste activated sludge. *Water Sci. Technol.*, 46: 79-87.

Canizares, P., Garcia J., Lobato, J., Rodrigo, M. (2004). Modeling of wastewater electro-oxidation processes Part II. Application to active electrodes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 43: 1923-1931.

Carrere H., Bougrier C., Castets D., Delgenes J. (2008) Impact initial biodegradability on sludge anaerobic digestion enhancement by thermal pretreatment. *J. Environ. Sci. Health Pt.*, 43: 1551-1555.

Choi J., Lee Y., Shin, J., Yang W. (2010). Anodic oxidation of 1, 4-dioxane on boron-doped diamond electrodes for wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.* 179, 762-768. Recuperado el 01 de agosto del 2019, de: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.067>.

Donoso A., Pérez S., Aymerich E., Fernández F. (2011). Assessment of the influence of thermal pretreatment time on the macromolecular composition and anaerobic biodegradability of sewage sludge. *Bioresour. Technol.*, 102: 660-666.

Fernández B., Porrier P., Chamy R. (2008). Effect of inoculum-substrate ratio on the start-up of solid waste anaerobic digesters. *Water Sci. Technol.*, 44: 103-8.

Gengec E. (2017). Treatment Of highly toxic cardboard plant wastewater by a combination of electrocoagulation and electrooxidation processes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 184-192.

Gengec, E., Kobya, M., Demirbas, E., Akyol, A., Oktor, K. (2012). Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation. *Desalination*, 286: 200-209.

Jalife H., Feria R., Serrano O., Gutiérrez S., Peralta J. (2015). Diazo dye Congo Red degradation using a Boron-doped diamond anode: an experimental study on the effect of supporting electrolytes. *J. Hazard. Mater.* 319, 78-83. Recuperado el 1 de agosto del 2019, de <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.056>.

Linares H., Martínez M., Barrera D., Pavón R., Bernal M., Lugo I. (2011) Oxidación de materia orgánica persistente

en aguas residuales industriales mediante tratamientos electroquímicos. *Avances Ciencia e Ingeniería*, 2: 21-36.

Mao C., Feng Y., Wang X., Ren G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 45: 540-555.

Noyola A. (1996). Anaerobic Technology as a Tool for the Sustainable Environment, the context of Mexico, en biodegradación de compuestos orgánicos. Llangovan K., Briones R. Editores, UNAM, p. 169-172.

Ruiz E. (2013). Desarrollo de estrategias para el desempeño de alta eficiencia y control del proceso de co-digestión anaerobia mesofílica de lodos residuales-residuo sólidos orgánicos municipales. Tesis de doctorado. UAM- Azcapotzalco. México.

Shelton, D. y Tiedje, J. (1984). General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Applied Environmental Microbiology*, 47: 850-857.

Song L., Zhu N., Yuan H., Hong Y., Ding J. (2010) Enhancement of waste activated sludge aerobic digestion by electrochemical pre-treatment. *Water Res.*, 44: 4371-4378.

Tapia M., Hernández S. Cano A., Cisneros M., Barrios J., Durán U. (2015). Producción de energía por vía anaerobia a partir de lodos pretratados por electrooxidación y ácido peracético. Memorias del 58 Congreso ACODAL. Bogotá Colombia 9 al 11 de septiembre.

Vigueras C., Zafra J., García R., Martínez T., Pérez V. (2013). Efecto del pretratamiento sobre la biodegradabilidad anaerobia y calidad microbiológica de lodos residuales secundarios. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 12: 293-301.

Weinhold E. y Martínez C. (2012). Tratamiento de aguas residuales por métodos electroquímicos mediante carbón vítreo reticulado y DDB. Memorias del XXV Encuentro Nacional de electroquímica UNEFM. Paraguana Venezuela. 23 al 27 de abril.

Yuang H. Zhu N. Song L. (2010). Conditioning of sewage sludge with electrolysis: Effectiveness and optimizing study to improve dewaterability. *Bioresour. Technol.* 101: 4285-4290.

Yang X. Wang X. Wang L. (2010) Transferring of components and energy output in industrial sewage sludge disposal by thermal pretreatment and two phase anaerobic process. *Bioresour. Technol.* 101: 2580-2584.

Zheng J., Kennedy K., Eskicioglu C., (2009). Effect of low temperatura microwave pretreatment on characteristics and mesophilic digestión of primary sludge, *Environ. Technol.*, 30: 319-327.