

Ensayo Argumentativo

Cogeneración de energía en el tratamiento de aguas residuales

Energy cogeneration in wastewater treatment

Jesús Barrera Rojas^{1*}, Miguel Ángel Ibarra Palazuelo¹, Kelly Joel Gurubel Tun¹, Belkis Sulbarán Rangel¹

¹Departamento de Estudios del Agua y la Energía
Centro Universitario de Tonalá
Universidad de Guadalajara

Autor de correspondencia:
*jbarrerar@gmail.mx

Recibido: 14-06-2022 Aceptado: 11-01-2023 (Artículo Arbitrado)

Resumen

La aplicación de los sistemas de tratamiento de agua residual no solo ayuda a reducir los problemas de escasez de agua y el vertido de contaminantes al ambiente, además, pueden disminuir la generación de gases de efecto invernadero y obtener un retorno energético *in situ*. Los procesos biológicos anaerobios ofrecen esta posibilidad, debido a que existen microorganismos capaces de producir hidrógeno y metano como subproducto de sus metabolismos. Analizar las tecnologías asociadas a estos procesos desde el enfoque de la ingeniería y la biología, pueden ofrecer mayor comprensión y resolver problemas en las aplicaciones de estos, tanto a nivel de laboratorio como a escala industrial. En el presente ensayo se describe la capacidad de algunos microorganismos para producir biogás en un proceso de digestión anaerobia en dos etapas, donde es posible obtener hidrógeno y metano manteniendo diferentes condiciones de operación en biorreactores, siendo de mayor relevancia el pH, tiempo de retención y origen del inóculo.

Palabras clave: Biogás, digestión anaerobia en dos etapas, hidrógeno, metano.

Abstract

The application of wastewater treatment systems not only helps to reduce the problems of water scarcity and the discharge of pollutants into the environment, they can also reduce the generation of greenhouse gases and obtain an energy return *in situ*. Anaerobic biological processes offer this possibility, since there are microorganisms capable of producing hydrogen and methane as a by-product of their metabolisms. Analyzing the technologies associated with these processes from the perspective of engineering and biology can offer greater understanding and solve problems in their applications, both at the laboratory level and on an industrial scale. This essay describes the ability of some microorganisms to produce biogas in a two-stage anaerobic digestion process, where it is possible to obtain hydrogen and methane while maintaining different operating conditions in bioreactors, being of greater relevance the pH, retention time and origin of the inoculum.

Keywords: Biogas, two-stage anaerobic digestion, hydrogen, methane.

Introducción

El reporte de la Organización de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos menciona que en el 2017 sólo 5300 millones de personas tuvieron acceso a agua potable de calidad (UNESCO, 2021). Adicionalmente, en ese mismo año, el Programa Mundial de Evaluación del Agua reportó que el 80% del agua residual generada globalmente fue vertida a los ecosistemas sin los tratamientos adecuados (UNESCO, 2017).

El valor del agua es muy difícil de definir debido que implica una variedad de conceptos sociales, morales, económicos, ambientales y de aplicación. La actividad humana que más agua consume es la agricultura; 69% de la producción mundial de agua dulce se utiliza para producir alimentos. Y es en esta actividad donde el valor del agua se considera de los más bajos, aproximadamente 1 peso mexicano por metro cúbico (UNESCO, 2021). Las fuentes de agua para

la agricultura son los ríos, lagos y aguas subterráneas que se conectan por sistemas de riego. El agua proveniente de esas fuentes se ha visto afectada en los últimos años por las descargas de aguas residuales sin un tratamiento adecuado. Es indiscutible la relevancia de los sistemas de tratamiento de agua (STA) para reducir el vertido de contaminantes al ambiente (Guerrero, 2011).

Según el inventario nacional de plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) a abril de 2022 existen registradas en el país 2786 plantas municipales (CONAGUA, 2020), algunas de ellas desde el 2000 presentan condiciones de mal funcionamiento, además de un aumento sostenido de la demanda por el incremento en la generación de aguas residuales (De la Peña et al., 2013).

Aunado a lo anterior, se ha identificado que los sistemas de tratamiento de agua (STA) convencionales presentan un alto consumo energético y esto contribuye al cambio climático. A su vez, el cambio climático tendrá un impacto negativo en los STA que operan actualmente a nivel global, debido a las modificaciones de los parámetros hidroclimáticos (UNESCO, 2020).

Sin embargo, existe una posibilidad de retorno energético dentro de los STA. En el presente ensayo se hace énfasis en el uso de los procesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales y la posibilidad de cogeneración de energía a partir de biogás.

Generalidades de los procesos de tratamiento de agua

De manera clásica, la ingeniería ambiental nombra a los procesos de tratamiento de agua (PTA) dependiendo de su aplicación temporal dentro del tren de

tratamiento en los STA. El fundamento teórico de los PTA es utilizado para el diseño de los STA y cuyo objetivo general es remover materia contenida en el agua para alcanzar una calidad requerida. En el caso del agua residual se debe influir mayoritariamente en alcanzar la inocuidad o mineralización de los contaminantes. Existe una amplia variedad de PTA, cada uno enfocado a remover algún componente no deseado en el agua. El diseño de una planta de tratamiento está definida, no solo por las características del agua residual a tratar, sino además, por la cantidad de agua (caudal), el espacio físico, los recursos disponibles, las condiciones ambientales de la región, operadores capacitados, etc. (Baruth, 2005; Guerrero, 2011). Los sistemas de tratamiento de agua presentan una amplia variedad de tecnologías, estas se pueden adaptar y combinar en orden de cumplir las características del agua que son necesarias y su aplicación en casi cualquier parte del mundo (ver la Figura 1).

En la Figura 1 se muestra un ejemplo de un sistema de tratamiento de aguas residuales convencional. Es usual que el afluente de aguas residuales reciba un pretratamiento de cribado para remover sólidos, sedimentación para remover arenas y homogenización para igualar las características fisicoquímicas. La materia orgánica suspendida y disuelta es uno de los principales contaminantes por lo que es usual utilizar un tratamiento biológico para su remoción. El proceso aerobio de lodos activados (PALA) el cual consiste en un reactor biológico aireado y un clarificador o sedimentador secundario (rectángulo en Figura 1) es ampliamente utilizado debido a su alta eficiencia de remoción. En el PALA existen consorcios microbianos que utilizan la materia orgánica para crecer

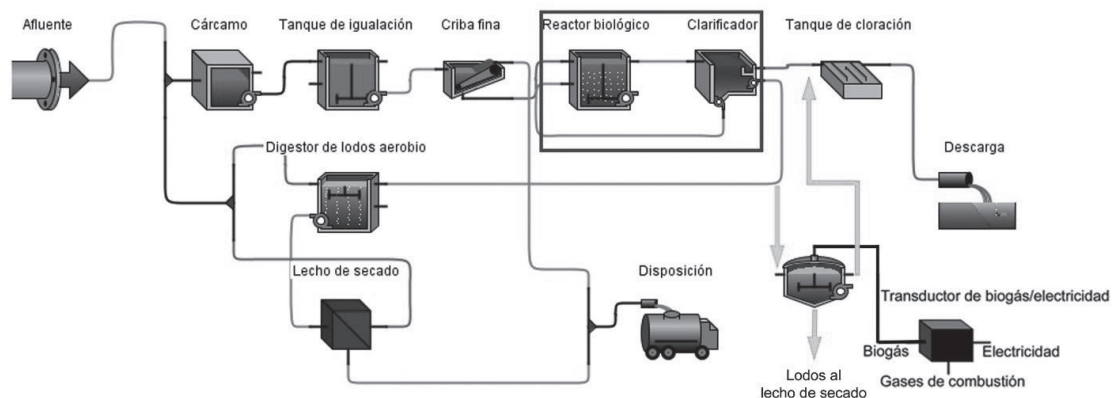


Figura 1. Esquema de un Sistema de tratamiento de aguas residuales. Las flechas indican el flujo de biomasa al proceso de digestión anaerobia productor de biogás. **Fuente:** Elaboración propia, generada con el software GPS-X 8.0

y reproducirse lo que conlleva a la generación de lodos que contienen esta biomasa. Como se puede intuir, existe una transferencia de masa del seno del líquido a las estructuras celulares de los consorcios microbianos, los cuales son más fáciles de remover utilizando un clarificador. Los lodos generados requieren un proceso de estabilización que puede ser una digestión aerobia (DLA) y finalmente una deshidratación para su disposición como residuos sólidos. El agua residual clarificada puede ser “pulida” con procesos de desinfección como la cloración.

Se ha demostrado que los PTA contribuyen heterogéneamente al cambio climático por la generación de gases de efecto invernadero (GEI) (Keller & Hartley, 2003). Se considera que el uso de energía eléctrica producida por fuentes no renovables y la generación de metano, dióxido de carbono y óxido nitroso de manera no controlada en los PALA y DLA mal operados, son las fuentes más relevantes de generación de GEI en el tratamiento de aguas residuales (Mannina et al., 2016). Aunque, la agricultura es la actividad humana que genera mayor cantidad de GEI (145 millones de toneladas (MT)) y las tecnologías energéticas (gas con 45 MT; carbón y petróleo con 39 MT cada uno), en tercer lugar, se tiene la generación por la mala gestión de residuos, muchos de los cuales son contenidos y transportados en el agua. La Agencia Internacional de Energía menciona que la humanidad es responsable del 60% del metano producido globalmente (IEA, 2020). Si bien, el metano es 25 veces más potente que el dióxido de carbono como GEI (EPA, 2021), también es un gas combustible aprovechable. Lo anterior, muestra que existe un área de oportunidad para el retorno energético al generar biogás a partir de la materia orgánica presente en el agua residual utilizando procesos de tratamiento anaerobios (flechas en la Figura 1).

Energía en los procesos y metabolismos del tratamiento de agua

En el proceso de lodos activados (PALA) hay dos operaciones unitarias que consumen la mayor cantidad de energía eléctrica: una es al transferir aire dentro del reactor para mantener una concentración suficiente de oxígeno disuelto y otra es al desplazar el volumen de agua dentro y fuera del reactor. La primera es indispensable debido a que su objetivo es mantener organismos heterótrofos cuyos metabolismos tengan

como aceptor final de electrones al oxígeno (fosforilación oxidativa). Teóricamente, el metabolismo aerobio es capaz de obtener entre 36 y 38 moléculas de Adenosina trifosfato (ATP) por cada molécula de glucosa, 106 ATP's por molécula de ácido palmítico (16 carbonos) y 12 ATP's por aminoácido (Nelson & Cox, 2018). Un mol de moléculas de ATP contiene 30.5 KJ de energía contenida en los enlaces fosfato. En el PALA coexisten consorcios microbianos de eucariotas y bacterias, estas últimas, bajo un crecimiento optimizado pueden alcanzar una tasa metabólica de hasta 684 kJ/Kg/h (Makarieva et al., 2005) cuyas eficiencias de remoción de materia orgánica muestran altas eficiencias (Abdulgader et al., 2007).

Existen PTA biológicos que utilizan bacterias heterotróficas y arqueas en condiciones anaeróbicas (PTAn) para degradar la biomasa (disuelta y suspendida en el agua; adsorbida en los lodos). Estos microorganismos pueden formar hasta 4 moles de ATP por mol de glucosa. Si bien, estos metabolismos son energéticamente menos eficientes que los metabolismos aerobios, existen tecnología que permiten disminuir los tiempos de retención hidráulica y aumentar el porcentaje de remoción (Fu et al., 2021; Pilli et al., 2020; Romero-Güiza et al., 2016).

Generación de biogás por medio de la digestión anaerobia

El biogás consiste en una mezcla de gases producto de la fermentación y respiración de los microorganismos. El metano e hidrógeno (también llamados biometano y biohidrógeno) son los vectores energéticos relevantes en estos procesos, así que su enriquecimiento produce un biogás de mayor utilidad. La entalpía de combustión estándar (ΔH_c°) de un litro de gas metano y un litro de hidrógeno corresponden a la ΔH_c° que contienen 1 y 0.3 mL de gasolina, respectivamente. En términos de masa, un gramo de hidrógeno, metano y gasolina corresponderían a 142, 13.58 y 47.3 kJ (Vitázek et al., 2016).

Teóricamente, la producción promedio de hidrógeno y metano debido a bacterias anaerobias facultativo y estrictos es de 4 moles de H_2 /mol de glucosa (Patel et al., 2012; Nath & Das, 2004) y 3 moles de CH_4 /mol de glucosa (Muvhiiwa et al., 2015). Teóricamente, 1 g de glucosa produce aproximadamente 504 mililitros normales (NmL) de H_2 y 378 NmL de CH_4 . Si bien, no todas las moléculas orgánicas se degrada-

dan con la misma rapidez y eficiencia que la glucosa, existen formas para determinar el potencial de producción de metano que tienen las moléculas orgánicas (Jingura & Kamusoko, 2017). Dos de las formas más directas son: 1) utilizar una correlación con la cantidad de oxígeno necesario para oxidar las moléculas con la demanda química de oxígeno (DQO) o 2) por las concentraciones elementales de dichas moléculas orgánicas (Angelidaki & Sanders, 2004; Symons & Buswell, 1933).

La materia orgánica contenida en el agua residual municipal es abundante y es usual que se encuentre entre los valores de 250 y 800 mg/L de DQO (Tchobanoglous et al., 2003). Aunque no toda la DQO es biodegradable, aproximadamente, por cada gramo de DQO removido del agua residual, se podría producir aproximadamente 0.35 litros de metano (Angelidaki & Sanders, 2004). Un proceso ampliamente utilizado para obtener biogás es la digestión anaerobia, la cual consiste en una serie de pasos donde la materia orgánica es degradada (hidrólisis), convertida en moléculas más pequeñas con la capacidad de donar electrones (ácidos grasos volátiles, compuestos mono-metilados y nitrógeno combinado) como se observa en la Figura 2. Estas moléculas orgánicas

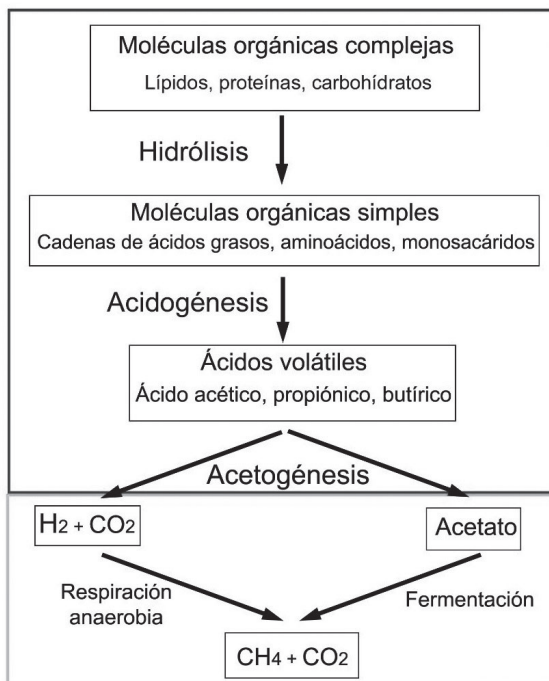


Figura 2. Diagrama de las etapas en la digestión anaerobia para la producción de metano. Los cuadros externos representan las dos etapas de digestión anaerobia. **Fuente:** Elaboración propia.

reducidas son fermentadas para producir metano u oxidadas para producir hidrógeno (Ntaikou, 2021). Si existe hidrógeno en el medio puede ser utilizado para reducir dióxido de carbono en la respiración anaerobia y producir metano (Enzmann et al., 2018). Organismos del dominio arquea como *Methanosarcina acetivorans* tienen la capacidad de fermentar acetato, compuestos mono-metilados y reducir CO_2 produciendo metano como subproducto (Galagan et al., 2002). Géneros de bacterias anaerobias estrictas como *Desulfovibrio*, *Clostridia*, *Micrococci* y *Methylobacteria*; bacterias facultativas como *Enterobacter aerogenes*, *Escherichia coli* y bacterias fotoautótrofas como *Cyanobacteria* y especies de algas verdes como *Chlamydomonas reinhardtii* tienen la capacidad de producir hidrógeno utilizando metalo-enzimas (Ntaikou, 2021). Se ha reportado, además, que existen arqueas mesófilicas y termófilicas que producen hidrógeno y reducen monóxido de carbono (Fukuyama et al., 2020).

Ingeniería en la digestión anaerobia en dos etapas

Los procesos anaerobios tienen varias ventajas además de producir biogás; producen menor cantidad de lodos biológicos, requieren menor espacio, uso de energía y costos de mantenimiento (Mata-Álvarez et al., 2000). Bioquímicamente, la producción de hidrógeno y metano por digestión anaerobia (DA) es difícil de mantener en temporalidades simultáneas dentro de un reactor. Existen diferentes condiciones de pH, temperatura, concentración de metabolitos y nutrientes, velocidades de crecimiento, así como moléculas que contienen carbono y nitrógeno que no son compatibles para ambos procesos (Greening et al., 2019; Jiunn-Jyi et al., 1997; Al-sulaimi et al., 2022). Para resolver esto, se pueden separar los procesos en dos etapas espaciales (two-stages anaerobic digestion; Pohland & Ghosh, 1971) como se aprecia en la Figura 3.

En la primera etapa de la fermentación de materia orgánica se busca tener condiciones que permitan la degradación de estructuras complejas de origen proteico, carbohidratos y lípidos donde se generen precursores usados por los organismos metanogénicos que estarían en la segunda etapa. La primera etapa puede tener concentraciones relativamente altas de ácidos orgánicos volátiles y acetato, trabajar a tiempos de retención relativamente más cortos y a un pH

menor a 6, y con ello producir CO_2 e H_2 . En la segunda etapa se mantiene las condiciones que promueven la de fermentación de moléculas generadas en la primera etapa y la respiración anaerobia produciendo metano como subproducto. Los organismos productores de metano, usualmente, crecen lento y por ende requieren tiempos de retención hidráulica más grandes (relativos a la primera etapa). Lo anterior, aunado a los caudales de entrada y las eficiencias de remoción define las dimensiones de los bioreactores.

Una comparación realizada por Pham et al. (2020) mostró que una digestión anaerobia clásica de residuos vegetales en agua convirtió entre el 17.8 y el 22.3% de la fuente de carbono, produciendo entre 91 y 110 NmL de biogás por gramo de sólidos volátiles añadidos (g SV), con un contenido de metano entre 44 y 48.7%; y una digestión en dos etapas obtuvo 41.67% de conversión de carbono, produciendo entre 299 y 374 NmL/g SV de biogás con un contenido de metano de entre 71.68 y 81%.

Debido a que se privilegian los metabolismos anaerobios que directamente impactan en la generación de hidrógeno y metano, es conveniente elegir un inóculo enriquecido, realizar un pretratamiento y mantener un nivel de nutrientes balanceado a lo largo de la digestión anaerobia en las dos etapas. Para la producción de hidrógeno, por ejemplo, se puede utilizar un pretratamiento ácido del inóculo, donde las bacterias que forman esporas pueden sobrevivir, siendo estas las que poseen la batería de genes para la producción de hidrógeno (Chen et al., 2002; Wilkins et al., 2015). En el caso del inóculo metanogénico, algunos autores recomiendan las heces de ganado vacuno y porcino en condiciones de operación de pH entre 6.5 y 7.5 (Gu et al., 2014).

Existen varias formas de combinar los procesos de digestión anaerobia, por ejemplo, utilizar cenizas de los lodos activados estabilizados (Shen et al., 2022); co-digerir sustratos (Karki et al., 2021); utilizar catalizadores, altas temperaturas y presiones para transformar el metano en metanol (Srivastava et al., 2022), considerado como un combustible cuyas características fisicoquímicas los sitúan como un vector energético más práctico e intermediario en la neutralidad del carbono; utilizar tecnologías híbridas de bioreactores de lecho fluidizado, lecho fijo, flujo ascendente (Teng et al., 2014); utilizar combinaciones con procesos anóxicos y aerobios (Wang et al., 2022), pirólisis (Tayibi et al., 2021), etcétera. La cogeneración de energía, contenida en el biogás, puede reducir costos en el tratamiento de agua y reducir la emisión de GEI, por lo que se requiere investigación y desarrollo tecnológico en los PTAN y los sistemas transductores de energía (Roubaud & Favrat, 2005).

Conclusiones

Es importante considerar que el problema hídrico, acrecentado por el cambio climático, impactará social, económicamente y en la calidad del ambiente a nivel global. Son necesarios sistemas de gestión de los recursos hídricos que tengan verdadera incidencia en el uso de tecnologías de bajo consumo, intercambio y retornos energéticos eficientes. Aunque, el uso de hidrógeno y metano como combustibles sea debatible, la generación biológica *in situ*, en los PTAN lo convierten en una buena opción de retorno energético. La ingeniería tendrá un papel importante en el desarrollo de nuevas soluciones, las cuales por supuesto, deberán ser parte de una sinergia con todas las demás áreas del conocimiento humano que inciden en el tema hídrico.

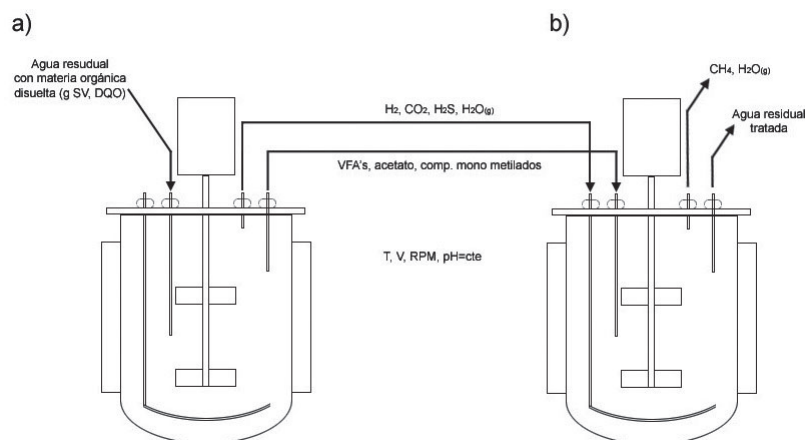


Figura 3. Esquema de la digestión anaerobia de dos etapas a escala de laboratorio.

a) Fermentación de materia orgánica (fermentación oscura) y
b) Fermentación y respiración productora de metano. SV, sólidos volátiles; VFA's, ácidos grasos volátiles; T, temperatura; V, volumen; RPM, agitación en revoluciones por minuto.

Fuente: Elaboración propia.

En muchas ocasiones se considera que el nivel de control de estos procesos es muy complicado o superfluo. El nivel de inversión debido a la actualización y especialización de los recursos tecnológicos y humanos es uno de los principales motivos que desalienta la implementación de estos procesos. Eventualmente, si no existe un cambio radical en los hábitos de consumo de agua y dar verdadera importancia a su regeneración, será inevitable que este tema sea un problema prioritario. Utilizar bioreactores anaerobios en serie con condiciones de operación diferenciadas y eligiendo la fuente de los inóculos, puede permitir la cogeneración de energía en los sistemas de tratamiento de agua, lo cual es una vía para reducir costos ambientales controlando la generación de GEI al mismo tiempo que se obtiene un retorno energético debido a la producción de biogás.

Referencias

- Abdulgader, M., Yu, Q. J., Williams, P., & Zinatizadeh, A. A. (2007). A review of the performance of aerobic bioreactors for treatment of food processing wastewater. In A. Kungolos, K. Aravossis, A. Karagiannidis, P. Samaras (Eds.), *Proceedings of the International Conference on Environmental Management, Engineering, Planning and Economics* (pp. 1131-1136).
- Al-sulaimi, I. N., Nayak, J. K., Alhimali, H., & Sana, A. (2022). Effect of Volatile Fatty Acids Accumulation on Biogas Production by Sludge-Feeding Thermophilic Anaerobic Digester and Predicting Process Parameters. *Fermentation*, 8(4), 184. doi.org/10.3390/fermentation8040184.
- Angelidaki, I., & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(2), 117-129. doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3.
- Baruth, E. E. (2005). *Water treatment plant design*. Heat Air Cond J (Fourth ed., Vol. 47). McGraw Hill.
- Chen, C. C., Lin, C. Y., & Lin, M. C. (2002). Acid-base enrichment enhances anaerobic hydrogen production process. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 58(2), 224-228. doi.org/10.1007/s002530100814.
- CONAGUA. (2020). Plantas de tratamiento de agua residual (nacional). Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=plantasTratamiento&ver=reporte&o=0&n=nacional>.
- De la Peña, M. E., Ducci J. y Zamora (2013). Tratamiento de aguas residuales en México. Con aportaciones de Roberto Contreras, Gerente de Potabilización y Tratamiento, CONAGUA. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Enzmann, F., Mayer, F., Rother, M., & Holtmann, D. (2018). Methanogens: biochemical background and biotechnological applications. *AMB Express*, 8(1), 1-22. doi.org/10.1186/s13568-017-0531-x.
- EPA. (2021). Global methane initiative. Importance of methane. Recuperado de <https://www.epa.gov/gmi/importance-methane#:~:text=Methane%20is%20more%20than%2025,%20due%20to%20human-related%20activities>.
- Fu, S., Angelidaki, I., Cetecioglu, Z., Kong, Q., Zheng, Y., & Tsapekos, P. (2021). Editorial: Biological Strategies to Enhance the Anaerobic Digestion Performance: Fundamentals and Process Development. *Frontiers in Microbiology*, (12). doi.org/10.3389/fmicb.2021.762875.
- Fukuyama, Y., Inoue, M., Omae, K., & Yoshida, T. (2020). Anaerobic and hydrogenogenic carbon monoxide-oxidizing prokaryotes: Versatile microbial conversion of a toxic gas into an available energy. In Gadd, G. M., Sariaslani, S., (Eds). *Advances in Applied Microbiology*. Academic Press, (110), 99-148. doi.org/10.1016/bs.aambs.2019.12.001.
- Galagan, J. E., Nusbaum, C., Roy, A., Endrizzi, M. G., Macdonald, P., Fitzhugh, W., ... Birren, B. (2002). The genome of *M. acetivorans* reveals extensive metabolic and physiological diversity. *Genome Research*, 12(4), 532-542. doi.org/10.1101/gr.223902.
- GPS-X. (s.f.). Water & Wastewater Modelling and Simulation Software. [Software de computadora]. Hydromantis Inc. <https://www.hydromantis.com/GPSX-innovative.html>.
- Greening, C., Geier, R., Wang, C., Woods, L. C., Morales, S. E., McDonald, M. J., ... Mackie, R. I. (2019). Diverse hydrogen production and consumption pathways influence methane production in ruminants. *ISME Journal*, 13(10), 2617-2632. doi.org/10.1038/s41396-019-0464-2.
- Gu, Y., Chen, X., Liu, Z., Zhou, X., & Zhang, Y. (2014). Effect of inoculum sources on the anaerobic digestion of rice straw. *Bioresource Technology*, 158(2014), 149-155. doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.011.
- Guerrero, J. (2011). Modelo de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas localidades. *Seminario Internacional La Hidroinformática En La Gestión Integrada de Los Recursos Hídricos. Universidad Del Valle-Instituto Cinara*, 6, 296-304.
- IEA. (2020). Methane tracker. IEA, Paris. Recuperado de <https://www.iea.org/reports/methane-tracker-2020>, License: CC BY 4.0.
- Jingura, R. M., & Kamusoko, R. (2017). Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: A review. *Biofuel Research Journal*, 4(2), 573-586. doi.org/10.18331/BRJ2017.4.2.3.
- Jiunn-Jyi, L., Yu-You, L., & Noike, T. (1997). Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. *Water Research*, 31(6), 1518-1524. doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00413-7.
- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., ... Kumar Khanal, S. (2021). Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, 330, 125001. doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001.
- Keller, J., & Hartley, K. (2003). Greenhouse gas production in wastewater treatment: Process selection is the major factor. *Water Science and Technology*, 47(12), 43-48. doi.org/10.2166/wst.2003.0626.

- Makarieva, A. M., Gorshkov, V. G., & Li, B. L. (2005). Energetics of the smallest: Do bacteria breathe at the same rate as whales? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1577), 2219–2224. doi.org/10.1098/rspb.2005.3225.
- Mannina, G., Ekama, G., Caniani, D., Cosenza, A., Esposito, G., Gori, R., ... Olsson, G. (2016). Greenhouse gases from wastewater treatment - A review of modelling tools. *Science of the Total Environment*, 551–552, 254–270. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.163.
- Mata-Álvarez, J., Macé, S., & Llabrés, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1), 3–16. doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7.
- Muvhiwa, R. F., Hildebrandt, D., Glasser, D., Matambo, T., & Sheridan, C. (2015). A thermodynamic approach toward defining the limits of biogas production. *AIChE Journal*, 61(12), 4270–4276. doi.org/10.1002/aic.15016.
- Nath, K., & Das, D. (2004). Improvement of fermentative hydrogen production: Various approaches. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 65(5), 520–529. doi.org/10.1007/s00253-004-1644-0.
- Nelson, D. L., & Cox, M. M. (2018). *Lehninger Principios de Bioquímica 7ª ed.* Ediciones Omega S.A.
- Ntaikou, I. (2021). Microbial production of hydrogen. In Dutta S., Husain, C. M., (Eds) *Sustainable Fuel Technologies Handbook* (pp. 315-337). doi.org/10.1016/b978-0-12-822989-7.00011-1.
- Pham Van, D., Takeshi, F., Hoang Minh, G., & Pham Phu, S. T. (2020). Comparison Between Single and Two-Stage Anaerobic Digestion of Vegetable Waste: Kinetics of Methanogenesis and Carbon Flow. *Waste and Biomass Valorization*, 11(11), 6095–6103. doi.org/10.1007/s12649-019-00861.
- Patel, S. K. S., Kumar, P., & Kalia, V. C. (2012). Enhancing biological hydrogen production through complementary microbial metabolisms. *International Journal of Hydrogen Energy*, 37(14), 10590–10603. doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.04.045.
- Pilli, S., Kumar Pandey, A., Katiyar, A., Pandey, K., & Dayal Tyagi, R. (2020). Pre-treatment Technologies to Enhance Anaerobic Digestion. In Başak Kiliç Taşeli (Ed), *Sustainable Sewage Sludge Management and Resource Efficiency*. doi.org/10.5772/intechopen.93236.
- Pohland, F. G., & Ghosh, S. (1971). Developments in anaerobic stabilization of organic wastes - the two-phase concept. *Environmental Letters*, 1(4), 255–266. doi.org/10.1080/00139307109434990.
- Romero-Güiza, M. S., Vila, J., Mata-Alvarez, J., Chimenos, J. M., & Astals, S. (2016). The role of additives on anaerobic digestion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 1486–1499. doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.094.
- Roubaud, A., & Favrat, D. (2005). Improving performances of a lean burn cogeneration biogas engine equipped with combustion prechambers. *Fuel*, 84(16), 2001–2007. doi.org/10.1016/j.fuel.2004.02.023.
- Shen, Y., Yin, C., Li, C., & Zhu, N. (2022). Biomethane production from waste activated sludge promoted by sludge incineration bottom ash: The distinctive role of metal cations and inert fractions. *Science of The Total Environment*, 819. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153147.
- Srivastava, R. K., Sarangi, P. K., Bhatia, L., Singh, A. K., & Shadangi, K. P. (2022). Conversion of methane to methanol: technologies and future challenges. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(5), 1851–1875. doi.org/10.1007/s13399-021-01872-5.
- Symons, G. E., & Buswell, A. M. (1933). The Methane Fermentation of Carbohydrates. *Journal of the American Chemical Society*, 55(5), 2028–2036. doi.org/10.1021/ja01332a039.
- Tayibi, S., Monlau, F., Marias, F., Thevenin, N., Jimenez, R., Ouakroum, A., ... Barakat, A. (2021). Industrial symbiosis of anaerobic digestion and pyrolysis: Performances and agricultural interest of coupling biochar and liquid digestate. *Science of the Total Environment*, 793, 148461. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148461.
- Tchobanoglous, G.; Burton, F. L.; Stensel, D. H. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. McGraw Hill Companies Inc.
- Teng, Z., Hua, J., Wang, C., & Lu, X. (2014). Design and optimization principles of biogas reactors in large scale applications. In Fan Shi (Ed). *Reactor and Process Design in Sustainable Energy Technology* (pp. 99-134). doi.org/10.1016/B978-0-444-59566-9.00004-1.
- UNESCO. (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017. Wastewater: The Untapped Resource*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247153>.
- UNESCO. (2020). *United Nations World Water Development Report 2020*. Recuperado de <https://en.unesco.org/themes/water-security/wwap/wwdr/2020>.
- UNESCO. (2021). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000378890>.
- Vitázek, I., Klůčik, J., Uhrinová, D., Mikulová, Z., & Mojiš, M. (2016). Thermodynamics of combustion gases from biogas. *Research in Agricultural Engineering*, 62(1), S8–S13. doi.org/10.17221/34/2016-RAE.
- Wang, Z., Ji, T., Zhu, Z., Mei, P., Guo, W., & Li, Y. (2022). Optimization of the Anaerobic-Anoxic-Oxic Process by Integrating ASM2d with Pareto Analysis of Variance and Response Surface Methodology. *Water*, 14(6). doi.org/10.3390/w14060940.
- Wilkins, D., Rao, S., Lu, X., & Lee, P. K. H. (2015). Effects of sludge inoculum and organic feedstock on active microbial communities and methane yield during anaerobic digestion. *Frontiers in Microbiology*. doi.org/10.3389/fmicb.2015.01114.