

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL CAFÉ INSTANTÁNEO

ANAEROBIC DIGESTION OF WASTEWATER FROM THE INSTANT COFFEE INDUSTRY

Carlos Augusto Morales Paredes, Bryan Fernando Rivadeneira Mendoza, Sergio Enrique García Moreira

Departamento de procesos químicos, Ingeniería Química, Universidad Técnica de Manabí, Av. Urbina y Che Guevara, Portoviejo, Manabí, Ecuador

Correo: emorales9773@utm.edu.ec

RESUMEN

La digestión anaerobia es un proceso de degradación biológica que consta de cuatro etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) y tiene como finalidad convertir la materia orgánica en biogás, biosol y biol por medio de una serie de reacciones bioquímicas. La tecnología de degradación anaerobia ha sido empleada en la remediación de efluentes provenientes de la industria del café instantáneo, con el propósito de reducir su alta carga contaminante. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es compilar información referente al peligro que ocasionan las aguas residuales de la industria del café instantáneo, así como las tecnologías de remediación para mitigar el impacto ambiental que estas generan al medio ambiente y a la salud del ser humano. Se revisan las diferentes alternativas tecnológicas, denotando que la digestión anaerobia, aplicada bajo parámetros óptimos de operación permite degradar altos niveles de materia orgánica presente en el agua residual.

Palabras clave: Degradación biológica, efluente, contaminación ambiental, riesgo químico, bioproducción de metano, aspectos microbiológicos.

ABSTRACT

Anaerobic digestion is a process of biological degradation which consists of four stages (hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis, and methanogenesis) and aims to convert organic matter to biogas, biosol, and biol through a series of biochemical reactions. Anaerobic degradation technology has been used in the remediation of effluents from instant coffee industry, for the purpose of reducing its high pollutant load. This study aims to collect information regarding the danger caused by wastewater from instant coffee industry, as well as the remediation technologies to mitigate the environmental impact that it generates over the environment and human health. Technological alternatives are revised, denoting that anaerobic digestion applied under optimum operating parameters in a reactor designed on the characteristics of the effluent to be treated allows to break down high levels of organic matter contained in wastewater from instant coffee industry.

Keywords: Biological degradation; effluent; environmental pollution; chemical risk; methane bioproduction; microbiological aspects.



Recibido: 11 de febrero de 2018
Aceptado: 19 de junio de 2018
ESPAMCIENCIA 9(1): 23-32/2018

INTRODUCCIÓN

La industria del café genera un movimiento económico que tan solo es superado por la comercialización de productos como el petróleo y sus derivados de refinación (Giroto *et al.*, 2017). El café se produce en un gran número de países; no obstante, los diez principales productores generan el 85% de la producción mundial. Según International Coffee Organization (ICO, 2018), en América del Sur se cultiva más del 45% del café comercializado en el mundo, siendo Brasil y Colombia los mayores productores. Desde el año cafetero 2012/13 hasta el 2015/16 el consumo de café se incrementó a una tasa del 1,3%, con un consumo total de 151,3 millones de sacos de 60 kg entre el período comprendido entre octubre del 2015 y septiembre del 2016 (ICO, 2017). Por su parte, en el período cafetero 2016/17, la producción mundial fue de 157,69 millones de sacos de 60 kg. Se calcula que la producción total de café en el año de cosecha 2017/2018 será de 159,66 millones de sacos de 60 kg, lo que representa un aumento del 1,2% respecto al año pasado. Además, se prevé que la producción total en América del Sur alcanzará los 70,59 millones de sacos de 60 kilogramos; sin embargo, esta región es la única que no aumentará su producción en el año 2017/18 (ICO, 2018).

A pesar de que muchas naciones han generado polos de crecimiento económico asociado a la comercialización primaria e industrialización del grano de café, no se practican íntegramente tecnologías de remediación de los residuos industriales y agrícolas generados, puesto que aproximadamente el 70% de estos residuos son descargados directamente al medio ambiente (Corcoran *et al.*, 2010).

En Ecuador aún no se establecen estudios de alto rigor científico que permitan cuantificar los residuales generados en la industria del café instantáneo; por lo tanto, se deben considerar aportes investigativos propuestos en tesis de grado. Las plantas industriales de café soluble se encuentran en las provincias del Guayas, Manabí y Pichincha y en promedio producen residuos líquidos con alta carga contaminante, expresada en función de la demanda química de oxígeno (DQO). Álvarez y Sarmiento (2016) reportan datos proporcionados por la industria El Café S.A., en donde se menciona que aproximadamente se procesan 100 toneladas de granos de café/día, obteniéndose una producción de 40 toneladas de café soluble/día. Asimismo, proponen que el volumen neto de aguas residuales es 41 244 087 m³/año. De esta forma, se generan 110 m³ de aguas residuales por cada 100 toneladas de café procesado (Foresti *et al.*, 2006).

La digestión biológica aplicada mediante condiciones anaeróbicas, constituye un proceso complejo que

desarrollado bajo una ruta metabólica y parámetros fisicoquímicos favorables puede generar un rendimiento de metano cercano al máximo termodinámico (350 mL CH₄/g DQO) (Foresti *et al.*, 2006), lo cual le otorga factibilidad para su puesta en marcha a gran escala. Ante las ventajas señaladas, y al tomar en cuenta que el agua residual de la industria del café soluble es un efluente de alto interés ambiental por el efecto que provoca; el objetivo de esta revisión es compilar información referente al peligro que ocasionan las aguas residuales de la industria del café soluble, así como las tecnologías de remediación para mitigar el impacto ambiental que estas generan sobre el medio ambiente y la salud del ser humano.

1. Aguas residuales de la industria del café soluble

La producción de café instantáneo abarca un 50% de los granos de café verde procesados a nivel mundial, de modo que inevitablemente se generan residuos sólidos y líquidos con alta carga de contaminación y composición química variable (Zarrinbakhsh *et al.*, 2016). Además de las aguas residuales de esta industria, los residuos sólidos sin tratamiento de remediación son de alto riesgo para el medio ambiente; entre los más representativos se encuentran los posos de café gastado o SCG (por sus siglas en inglés), los cuales se obtienen como subproducto de la operación de tostado. Murthy y Naidu (2012) indican que por cada kg de café instantáneo producido se cogenan 2 kg de SCG, aproximadamente. Adicionalmente, se ha reportado una producción de SCG cercana a 6 millones de toneladas anuales (Mussatto *et al.*, 2011).

La industria cafetalera se caracteriza por la generación de grandes volúmenes de residuales con alto poder contaminante y un excesivo uso de agua (Rattan *et al.*, 2015). Un estudio en cuatro regiones productoras de café en Brasil permitió concluir que la producción de 1000 kg de café verde requiere, aproximadamente, 11 400 kg de agua. Esta producción genera 3000 kg de aguas residuales del lavado del café y 750 kg de residuos orgánicos (Coltro *et al.*, 2006). Este efluente industrial requiere gran cantidad de oxígeno para su descomposición dentro de cualquier cuerpo hídrico (Rattan *et al.*, 2015).

La composición de los efluentes industriales es tan variable como su caudal y depende de las particularidades de cada industria. Durante el proceso de elaboración de café soluble se genera un volumen de agua residual, que varía entre 1 y 1,1 L/Kg de café. La carga de contaminación evaluada en función de la demanda química de oxígeno (DQO) de las aguas residuales se encuentra entre 6420 y 8480 mg DQO/L (Selvamurugan *et al.*, 2010). Por su parte, las aguas residuales de este proceso acarrean una contaminación unitaria equivalente a 115 g DQO/Kg de café transformado (Rodríguez *et al.*, 2000). Además,

contienen alta carga orgánica, presentan pH ácido y color; sus principales constituyentes son elementos como la cafeína, grasas, sustancias pépticas y macromoléculas. Las principales macromoléculas son lignina, taninos y ácidos húmicos, que en todos los casos son estructuras moleculares complejas (Kirk-Othmer, 1985; Clarke y Macrae, 1985).

Muchos de los compuestos presentes en estos vertidos son difíciles de degradar por los consorcios microbianos empleados en las plantas de tratamiento urbanas. Por consiguiente, se deben emplear microorganismos específicos o nativos para degradar la materia orgánica presente en las aguas residuales del café soluble y que a su vez produzcan combustibles con valor agregado, que hagan frente a los problemas energéticos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, así como de las industrias que generan el residuo (Carucci *et al.*, 2005; Appels *et al.*, 2008).

2. Tecnologías de remediación de aguas residuales

Los residuales líquidos del procesamiento de café instantáneo presentan elevada carga orgánica, pH ácido y color, como principales indicadores de contaminación. Estos efluentes son difíciles de bioconvertir mediante tratamientos convencionales, principalmente por sus propiedades físicas, químicas y biológicas y por la presencia de compuestos como taninos, cafeína, polifenoles, entre otros (Qiao *et al.*, 2013). Por lo tanto, se debe fomentar la búsqueda de tecnologías de remediación viables no solo desde la perspectiva ambiental, sino también técnica y económica. Entre los principales tratamientos se encuentran: sistema de lodos activos, filtros percoladores, biodiscos, procesos de oxidación, procesos fotocatalíticos y digestión anaerobia.

El sistema de lodos activos consiste en un reactor aerobio de varias cámaras que degrada la materia orgánica en dióxido de carbono, agua y nueva biomasa. Sus ventajas son la buena resistencia a los cambios de carga y la operación en una variedad de índices de carga orgánica e hidráulica. Sin embargo, el efluente y los lodos requieren tratamiento y/o una descarga adecuada.

Los biodiscos tienen un bajo consumo energético, no requieren grandes terrenos y generan lodos de buena sedimentabilidad, aunque los limita el exceso de carga orgánica y la formación de una película biológica excesiva.

Los procesos de oxidación química (reacción de Fenton) y fotocatalisis implican la adición de sustancias químicas que potencian la oxidación de la materia orgánica presente en las aguas residuales a velocidades de reacción superiores respecto a los métodos convencionales. No obstante, los

costos estimados por volumen de agua tratada son aún superiores en contraste con los demás métodos (Alalm *et al.*, 2015).

La digestión anaerobia se presenta como una tecnología potencialmente factible, puesto que además del saneamiento del recurso hídrico cogenera, bajo condiciones óptimas de operación, productos con valor agregado como (i) biogás, rico en metano y (ii) lodos que pueden ser convertidos en biofertilizantes (Grando *et al.*, 2017).

3. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia (DA) es un proceso biológico dirigido por un consorcio de microorganismos que interactúan sobre un sustrato compuesto principalmente por materia orgánica. Este proceso se fundamenta en reacciones bioquímicas llevadas a cabo en un medio libre de oxígeno, en donde la bioconversión de la materia orgánica genera biogás, formado mayoritariamente por metano y dióxido de carbono y en menor proporción por compuestos como ácido sulfhídrico, hidrógeno y monóxido de carbono (Chan y Lim, 2007). Debido a la dificultad que representa controlar los largos tiempos de retención, presencia de recalcitrantes, baja estabilidad y alta sensibilidad a los cambios ambientales, la DA es el proceso biológico más complejo del medio ambiente (Amani *et al.*, 2010).

3.1. Fundamentos microbiológicos

Típicamente los digestores anaeróbicos contienen aproximadamente una población de 10¹⁶ células/mL. Cada grupo de microorganismos aporta con un número determinado de células, de modo que se ha contabilizado la presencia de bacterias metanogénicas (10⁸ células/mL), sacarolíticas (10⁸ células/mL), proteolíticas (10⁶ células/mL) y lipolíticas (10⁵ células/mL) (Gerardi, 2003).

Uno de los tópicos más relevantes en el desarrollo de la DA es el aspecto microbiológico (Figura 1), conformado por cuatro etapas fundamentales:

- Hidrólisis, los compuestos que tengan un peso molecular elevado se hidrolizan mediante la acción catalítica de enzimas como las amilasas y proteasas. Los polímeros como lípidos y proteínas se hidrolizan formando oligómeros y monómeros (alcohol, azúcar) generalmente conformados por 1 o 2 átomos de carbono. Es considerada la etapa limitante del proceso (Amani *et al.*, 2010).
- Acidogénesis, etapa que se desarrolla con una tasa de crecimiento 35 veces mayor que en la fase metanogénica. Los microorganismos responsables

de producir ácidos grasos volátiles son facultativos y anaerobios, además suelen tener un comportamiento extremófilo puesto que soportan condiciones extremas como pH bajo, altas temperaturas y altas velocidades de carga orgánica (Ahring *et al.*, 2001).

- Acetogénesis, la acción de las bacterias acetogénicas transforma los ácidos grasos volátiles en ácido acético. Específicamente, el ácido propiónico, ácido butírico y alcoholes son convertidos en anhídrido carbónico, hidrógeno y ácido acético. El H_2 forma un complejo intermediario, que facilita la formación de ácidos en la DA; por tanto, la presión parcial de hidrógeno debe mantenerse bajo un nivel que permita el desarrollo espontáneo de las demás reacciones de la etapa (Shigehisa y Takane, 1994).
- Metanogénesis, los microorganismos se encargan de transformar el ácido acético en metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). Estos microorganismos pertenecen al reino de Euryarchaeota. Este reino incluye, además de los metanógenos, otras dos especies; los termófilos que metabolizan azufre y halófilos extremos resistentes a la presión osmótica generada por las altas concentraciones salinas (Liu *et al.*, 1999). Los principales grupos de metanogénicos son: (i) hidrogenotróficos, (ii) acetoclastic y metanógenos metilotrófica.

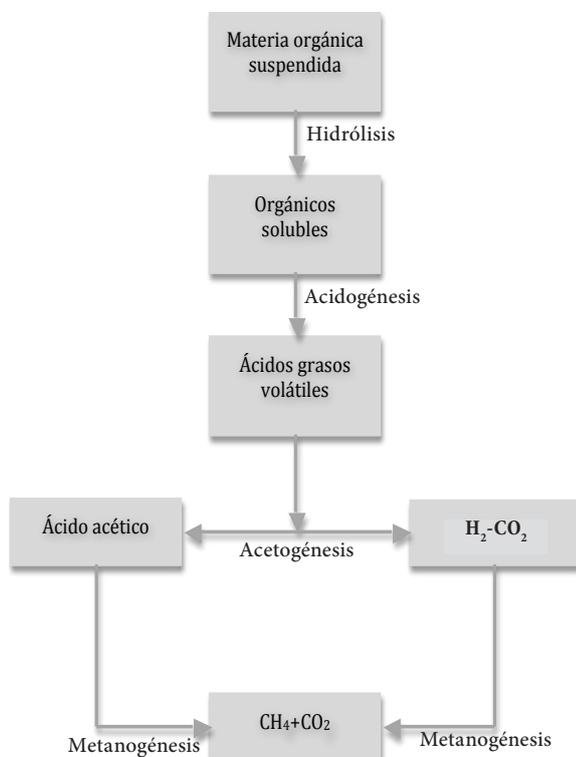


Figura 1. Etapas de la digestión anaerobia

3.2. Aspectos termodinámicos y cinéticos

En líneas generales la digestión anaerobia es un proceso espontáneo y factible termodinámicamente cuya velocidad de reacción depende de la actividad catalítica de enzimas segregadas por los microorganismos nativos del medio; sin embargo, algunas etapas que lo conforman son consideradas endergónicas por su bajo potencial químico. En particular, las etapas acetogénica y metanogénica, bajo condiciones estándar, tienen energía libre de Gibbs no acorde para desarrollar el proceso óptimamente, por lo que parte del potencial químico favorable de las dos primeras etapas es aprovechado en las etapas sucesivas (Von Stockar *et al.*, 2006).

Por otra parte, entre las bacterias encargadas de producir metano a partir de hidrógeno y acetato, las bacterias metanogénicas-acetoclasticas, generalmente limitan la tasa de transformación de material orgánico complejo presente en el agua residual (Macarie y Guyot, 1995). Un cambio de entropía negativo en la fase de metanogénesis libera calor que potencia la producción de CH_4 en el medio anaeróbico. Este fenómeno térmico se da principalmente en la reacción de síntesis de metano a partir de hidrógeno y dióxido de carbono. No obstante, el 70% del CH_4 formado, se obtiene por la vía de oxidación acética, debido a la limitada concentración de H_2 en los reactores anaeróbicos (Von Stockar *et al.*, 2006; Vlyssides *et al.*, 2009).

Enzimas extracelulares tales como celulasas, proteasas y lipasas catalizan las reacciones hidrolíticas de moléculas complejas. Por tanto, en esta fase se efectúan las reacciones más complejas de los consorcios de bacterias implicadas en la DA. La fase hidrolítica actúa también, en la degradación de compuestos inhibitorios como la lignina, celulosa y las paredes de células viables, por consiguiente, en la DA de residuos sólidos e insolubles esta etapa es relativamente lenta y puede considerarse como limitante para la digestión anaerobia (Polprasert *et al.*, 1996).

3.3. Parámetros operacionales

En la digestión anaerobia se mantiene una estrecha relación entre varios factores de operación, que son de alto interés por su influencia en el rendimiento o productividad de metano. Estos parámetros son: temperatura, concentración de inhibitorios, tasa de carga orgánica (OLR) y tiempo de retención hidráulica (TRH).

3.3.1. Temperatura

En los biodigestores anaeróbicos las variaciones de temperatura deben evitarse, puesto que esta es una variable que incide en la estabilidad de las especies microbiológicas (Dwyer *et al.*, 1988). La termoestabilidad de las proteínas intracelulares le otorga resistencia a los microorganismos

que actúan en la DA, frente a cambios de temperatura (Amani *et al.*, 2010). Por otra parte, el rango óptimo de operación en reactores de DA es mesofílico, debido a que a temperaturas termofílicas el rendimiento celular disminuye hasta niveles de coeficientes biomasa/sustrato ($Y_{x/s}=0,08$ gVSS/gDQO) insuficientes para mantener la fase de crecimiento celular constante.

3.3.2. Inhibitorios

La presencia de recalcitrantes orgánicos e inorgánicos afecta significativamente, cuando la concentración de estos supera los niveles de tolerancia de los microorganismos capaces de digerir la materia orgánica para transformarla en biogás. Componentes de carácter inorgánico como el amoníaco y amonio, son producto de la degradación de proteínas y urea (Kayhanian, 1999). La estructura apolar del amoníaco le permite difundirse por la membrana celular, provocando desestabilización de protones o reducción de los niveles de potasio (Spratt & Patel, 1986; Gallert *et al.*, 1998). Los mecanismos de degradación incluyen mayores requerimientos energéticos en la reparación celular, cambios en el pH intracelular e inhibición de reacciones biocatalíticas (Wang *et al.*, 2013). Según Koster y Lettinga (1988) a concentraciones de amoníaco superiores a 5700 mg/L la actividad metanogénica disminuye su rendimiento hasta en un 56%. El rango óptimo de nitrógeno amoniacal total se encuentra entre los 600-800 mg/L para procesos de digestión anaeróbica (Kayhanian, 1999).

El radical sulfuro es una molécula capaz de interferir en la DA a través de dos vías, la primaria se debe a la actividad de las bacterias reductoras de sulfato, las cuales reducen la disponibilidad de sustrato inorgánico y orgánico en la fase metanogénica. Por su parte, la ruta secundaria se fundamenta en la toxicidad provocada por el ión sulfuro (Colleran *et al.*, 1995; O'Flaherty *et al.*, 1998).

Debido a la compleja estructura de los metales pesados, tienen efecto sobre la función enzimática de ciertas proteínas y su principal característica es que son no biodegradables, por tanto, su acumulación en la cavidad celular provoca que aumenten, exponencialmente, las posibilidades de inhibición. Los más comunes son: cobre, zinc, níquel, cadmio, cobalto, hierro y cromo (Jin *et al.*, 1998). No obstante, las sales estructuradas por enlaces iónicos entre metales considerados livianos potencian la ionización de elementos como sodio, potasio, calcio, magnesio y aluminio, que sin bien son necesarios para el crecimiento de la biomasa, presentan la desventaja de que, a niveles altos de concentración, provocan espontáneamente el rompimiento de la estructura celular por un fenómeno físico-químico denominado ósmosis (Grady *et al.*, 1999).

Los compuestos orgánicos también inciden a manera

de inhibidores en la digestión anaerobia, debido principalmente a su baja solubilidad en el agua. Esto provoca que se concentren en la superficie de los lodos y por ende destruyan la estructura celular de la biomasa. Entre los principales componentes orgánicos con efecto tóxico para la DA, se encuentran la lignina, celulosa, taninos, alquilbencenos, nitrobenenos, éteres, alcoholes halogenados, ácidos carboxílicos, tensoactivos, detergentes y amidas (Gavala y Ahring, 2002; Stergar *et al.*, 2003).

3.3.3. Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de retención hidráulica (THR) es un parámetro que permite controlar el caudal del residual tratado. Cuando la alimentación del sustrato es mayor al consumo de materia orgánica en el bioreactor se acumulan productos intermedios, por lo tanto, es conveniente aumentar el tiempo de retención hidráulico. El THR en un digestor se encuentra entre los factores más sobresalientes en cuanto a su control dentro del proceso de DA. Fenómenos como el lavado del reactor, la transferencia de gases y los procesos de degradación en fase doble, tienen fuerte dependencia por el THR (Zhang y Noike, 1994). Se ha demostrado que los bajos rendimientos en la bioconversión de la materia orgánica y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) en reactores de tipo UASB, mantienen estricta relación con el bajo tiempo de contacto entre la biomasa activa y el sustrato (Nadai *et al.*, 2001).

3.3.4. Carga orgánica

La tasa de carga orgánica (OLR) se relaciona con la demanda química de oxígeno (DQO) y el tiempo de retención hidráulico (THR), puesto que son variables muy importantes al momento de diseñar un reactor para el proceso de degradación biológica y la errónea combinación entre ellas puede producir bajos niveles de bioconversión. La OLR puede variar por el cambio en la concentración de la DQO del afluente y/o por la velocidad de flujo (Mahmoud *et al.*, 2003; Latif *et al.*, 2011).

A continuación, las ecuaciones (1) y (2) describen el cálculo para THR y OLR, respectivamente.

$$THR = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

$$OLR = \frac{Q \cdot DQO}{V} = \frac{DQO}{THR} \quad (2)$$

Donde:

- THR: tiempo de retención hidráulico (d).
- V: volumen del reactor (m³).

- Q: flujo de agua residual (m^3d^{-1}).
- OLR: carga orgánica volumétrica ($KgDQOm^{-3}d^{-1}$).
- DQO: Concentración de sustrato, expresada en función de la demanda química de oxígeno ($KgDQOm^{-3}$).

4. Digestión anaerobia de las aguas residuales del café instantáneo

Se conjetura que muchos de los residuos agroindustriales son candidatos ideales para la digestión anaerobia por su alto contenido de materia biodegradable. Inconvenientes como el bajo rendimiento de metano, acidificación de los reactores y bajo poder de amortiguamiento del pH son comunes en la digestión anaerobia, siendo las más importantes causas de que no sea ampliamente aplicada en el mundo, a pesar de sus beneficios.

De forma general puede plantearse que la digestión anaerobia de los residuales de plantas procesadoras de café ha sido estudiada a temperaturas mesofílicas y termofílicas. Algunos equipos de investigación constataron que los reactores en operación discontinua, bajo régimen termofílico, presentaron inestabilidad en la producción de biogás debido a cambios en el pH y presencia de compuestos inhibitorios. De manera similar, en los reactores que operaron a temperatura mesofílica, bajo régimen continuo la producción de biogás decreció debido a la acción de compuestos inhibitorios (Lane, 1983; Dinsdale *et al.*, 1996; Neves *et al.*, 2006). No obstante, en ambos casos se ha logrado reducir altos niveles de la carga contaminante presente en el agua residual, expresada en función de la DQO.

En el cuadro 1 se refleja la influencia del diseño del reactor y tiempo de retención hidráulica sobre el grado de remoción de la DQO, en investigaciones realizadas en régimen termofílico.

Cuadro 1. Eficiencia de remoción en función del tiempo de retención hidráulica y tipo de reactor empleado en régimen termofílico.

Tipo de reactor	THR (días)	Remoción DQO (%)	Referencias
Flujo ascendente con manto de lodos (UASB)	20	63	Dinsdale <i>et al.</i> (1996)
Tanque agitado (CSTR)	20	72	Kostenberg (1993)
Tanque agitado (CSTR)	40	95	Lane (1983)

El cuadro 2 muestra las tecnologías de diseño de reactores para la digestión anaerobia de las aguas residuales del café soluble en régimen mesofílico, en donde se evalúa el

porcentaje de remoción de la DQO en función del tiempo de retención hidráulica.

Cuadro 2. Eficiencia de remoción en función del tiempo de retención hidráulica y tipo de reactor empleado en régimen mesofílico.

Tipo de reactor	THR (días)	Remoción DQO (%)	Referencias
Híbrido anaerobio (UAHR)	22	77,2	Bello y Castillo (1998)
Flujo ascendente con manto de lodos (UASB)	25	63	Dinsdale <i>et al.</i> (1996)
Tanque agitado (CSTR)	44	86,5	Lane (1983)

Selvamurugan *et al.* (2010) emplearon un reactor híbrido con flujo ascendente para el tratamiento de aguas residuales de la industria de procesamiento del café y determinaron que en un tiempo de retención hidráulica de 18 horas se logró remover hasta un 66% de la DQO. Además, obtuvieron una producción de biogás de 430 L CH_4/Kg DQO consumido, con una composición de metano del 60,7%.

El funcionamiento de un bioreactor anaeróbico para el tratamiento de aguas residuales del café soluble, además de la combinación óptima de parámetros de operación en el diseño del reactor, depende de las condiciones y procedencia del residual a tratar, puesto que el flujo volumétrico y propiedades fisicoquímicas como la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), contenido de taninos y lignina, salinidad, temperatura y pH, necesariamente deben mantener rangos estables que favorezcan la aclimatación de los microorganismos metanogénicos, eviten el lavado del reactor y promuevan la granulación de la biomasa.

CONCLUSIONES

La industria del café ha generado un crecimiento económico considerable, debido al alto consumo que registran sus principales productos; por lo tanto, la generación de residuos sólidos y líquidos es inevitable. Se han reportado tasas de producción de aguas residuales que indican una generación de 110 m^3 por cada 100 toneladas de café procesado. Además, el residual de esta industria se define como un efluente con parámetros de contaminación elevados.

Entre las alternativas tecnológicas diseñadas para el tratamiento de aguas residuales, resaltan los procesos oxidativos y los tratamientos biológicos aerobios y anaerobios. Si bien todas las tecnologías garantizan la degradación de materia orgánica presente en los efluentes

de carácter residual, la digestión anaerobia además del tratamiento del residuo genera compuestos con un alto valor energético (CH_4) que potencian el uso de dicha tecnología de remediación.

De acuerdo a la revisión bibliográfica efectuada, se demuestra que la digestión anaerobia es adecuada para tratar las aguas residuales de la industria del café a partir

de diseños que emplean el reactor de flujo ascendente de manto de lodos (UASB), tanque agitado (CSTR) y filtro anaerobio (UAF); por ende, debe considerarse que una combinación de estos diseños puede potenciar la eficiencia del tratamiento anaerobio.

LITERATURA CITADA

- Ahring, B. K., Ibrahim, A. A., and Mladenovska, Z. 2001. Effect of temperature increase from 55 to 65 C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattle manure. *Water research*. 35(10): 2446-2452. doi:10.1016/S0043-1354(00)00526-1
- Alalm, M. G., Tawfik, A., and Ookawara, S. 2015. Comparison of solar TiO₂ photocatalysis and solar photo-Fenton for treatment of pesticides industry wastewater: operational conditions, kinetics, and costs. *Journal of Water Process Engineering*, 8, 55-63. doi:10.1016/j.jwpe.2015.09.007
- Álvarez, J., y Sarmiento, J. 2016. Evaluación de la producción de Biogás en régimen continuo y discontinuo a partir de aguas residuales de Café Instantáneo (tesis de pregrado). Universidad de Guayaquil, Guayas, Ecuador.
- Amani, T., Nosrati, M., and Sreerishnan, T. R. 2010. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects—a review. *Environmental Reviews*. 18(NA): 255-278. doi:10.1139/A10-011
- Appels, L., Baeyens, J., Degreè, J., and Dewil, R. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*. 34(6): 755-781. doi:10.1016/j.peccs.2008.06.002
- Bello-Mendoza, R., and Castillo-Rivera, M. F. 1998. Start-up of an anaerobic hybrid (UASB/Filter) reactor treating wastewater from a coffee processing plant. *Anaerobe*. 4(5): 219-225. doi:10.1006/anae.1998.0171
- Carucci, G., Carrasco, F., Trifoni, K., Majone, M., and Beccari, M. 2005. Anaerobic digestion of food industry wastes: effect of codigestion on methane yield. *Journal of Environmental Engineering*. 131(7): 1037-1045.
- Chan, C. H., and Lim, P. E. 2007. Evaluation of sequencing batch reactor performance with aerated and unaerated FILL periods in treating phenol-containing wastewater. *Bioresource Technology*. 98(7): 1333-1338. doi:10.1016/j.biortech.2006.05.033
- Clarke, R., and Macrae, R. 1985. *Coffee. Chemistry V1 and Technology V2*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York.
- Colleran, E., Finnegan, S., and Lens, P. 1995. Anaerobic treatment of sulphate-containing waste streams. *Antonie van Leeuwenhoek*. 67(1): 29-46. doi:10.1007/BF00872194
- Coltro, L., Mourad, A., Oliveira, P., Baddini, J., and Kletecke, R. 2006. Environmental Profile of Brazilian Green Coffee (6 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 11(1): 16-21. doi:10.1065/lca2006.01.230
- Corcoran, E., Nellesmann, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., and Savelli, H. 2010. Sick water? the central role of wastewater management in sustainable development: a rapid response assessment. UNEP/GRID-Arendal, Arendal, Norway.

- Dinsdale, R. M., Hawkes, F. R., and Hawkes, D. L. 1996. The mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of coffee waste containing coffee grounds. *Water research*. 30(2): 371-377. doi: 10.1016/0043-1354(95)00157-3
- Dwyer, D., Weeg-Aerssens E., Shelton D., and Tiedje, J. 1988. Bioenergetic conditions of butyrate metabolism by a syntrophic, anaerobic bacterium in coculture with hydrogen-oxidizing methanogenic and sulfidogenic bacteria. *Applied and environmental microbiology*. 54(6): 1354-1359.
- Foresti, E., Zaiat, M., and Vallero, M. 2006. Anaerobic Processes as the Core Technology for Sustainable Domestic Wastewater Treatment: Consolidated Applications, New Trends, Perspectives, and Challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 5(1): 3-19. doi:10.1007/s11157-005-4630-9
- Gallert, C., Bauer, S., and Winter, J. 1998. Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 50(4): 495-501. doi:10.1007/s002530051326
- Gavala, H. N., and Ahring, B. K. 2002. Inhibition of the anaerobic digestion process by linear alkylbenzene sulfonates. *Biodegradation*. 13(3): 201-209. doi:10.1023/A:1020860027176
- Gerardi, M. 2003. *Wastewater microbiology series: The microbiology of anaerobic digesters*. John Wiley & Sons Inc, New York.
- Giroto, F., Pivato, A., Cossu, R., Nkeng, G.E., and Lavagnolo, M.C. 2017. The broad spectrum of possibilities for spent coffee grounds valorisation. *Journal of Material Cycles and Waste Management* pp. 1-7. doi:10.1007/s10163-017-0621-5
- Grady Jr, C.P.L., Daigger, G.T., and Lim, H.C. 1999. *Biological Waste Water Treatment*. Marcel Dekker, New York.
- Grando, R. L., de Souza Antune, A. M., da Fonseca, F. V., Sánchez, A., Barrena, R., and Font, X. 2017. Technology overview of biogas production in anaerobic digestion plants: A European evaluation of research and development. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, 44-53. doi:10.1016/j.rser.2017.05.079
- ICO, International Coffee Organization. 2017. Trade statistics tables. Disponible en: http://www.ico.org/monthly_coffee_trade_stats.asp. Revisado: 16 de Junio del 2018.
- ICO, International Coffee Organization. 2018. Monthly coffee market report. Disponible en: <http://www.ico.org/Market-Report-17-18-e.asp>. Revisado: 16 de Junio del 2018.
- Jin, P., Bhattacharya, S. K., Williams, C. J., and Zhang, H. 1998. Effects of sulfide addition on copper inhibition in methanogenic systems. *Water Research*. 32(4): 977-988. doi:10.1016/S0043-1354(97)00300-X
- Kayhanian, M. 1999. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. *Environmental Technology*. 20(4): 355-365. doi:10.1080/09593332008616828
- Kirk-Othmer. 1985. *Concise encyclopedia of chemical technology*. Third ed. John Wiley & Sons. A Wiley-Interscience Publications, New York.
- Kostenberg, D., and Marchaim, U. 1993. Solid waste from the instant coffee industry as a substrate for anaerobic thermophilic digestion. *Water Science and Technology*. 27(2): 97-107.
- Koster, I. W., and Lettinga, G. 1988. Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. *Biological Wastes*, 25(1), 51-59. doi:10.1016/0269-7483(88)90127-9

- Lane, A. G. 1983. Anaerobic digestion of spent coffee grounds. *Biomass*. 3(4): 247-268. doi:10.1016/0144-4565(83)90017-3
- Latif, M. A., Ghufuran, R., Wahid, Z. A., and Ahmad, A. 2011. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. *Water research*. 45(16): 4683-4699. doi:10.1016/j.watres.2011.05.049
- Liu, Y., Balkwill, D. L., Aldrich, H. C., Drake, G. R., and Boone, D. R. 1999. Characterization of the anaerobic propionate-degrading syntrophs *Smithella propionica* gen. nov., sp. nov. and *Syntrophobacter wolinii*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 49(2): 545-556. doi:10.1099/00207713-49-2-545
- Macarie, H., and Guyot, J. P. 1995. Use of ferrous sulphate to reduce the redox potential and allow the start-up of UASB reactors treating slowly biodegradable compounds: application to a wastewater containing 4-methylbenzoic acid. *Environmental technology*. 16(12): 1185-1192. doi:10.1080/09593331608616354
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., and Lettinga, G. 2003. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource technology*. 90(1): 1-9. doi: 10.1016/S0960-8524(03)00095-6
- Murthy, P.S., and Naidu, M.M. 2012. Sustainable management of coffee industry by-products and value addition. A review. *Resour. Conserv. Recy.* 66: 45-58.
- Mussatto, S. I., Machado, E. M., Martins, S., and Teixeira, J. A. 2011. Production, composition, and application of coffee and its industrial residues. *Food and Bioprocess Technology*. 4(5): 661-672. doi:10.1007/s11947-011-0565-z
- Nadais, H., Capela, I., Arroja, L., and Duarte, A. 2001. Effects of organic, hydraulic and fat shocks on the performance of UASB reactors with intermittent operation. *Water Science and Technology*. 44(4): 49-56.
- Neves, L., Oliveira, R., and Alves, M. M. 2006. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste management*. 26(2): 176-181. doi:10.1016/j.wasman.2004.12.022
- O'Flaherty, V., Mahony, T., O'Kennedy, R., and Colleran, E. 1998. Effect of pH on growth kinetics and sulphide toxicity thresholds of a range of methanogenic, syntrophic and sulphate-reducing bacteria. *Process Biochemistry*. 33(5): 555-569. doi:10.1016/S0032-9592(98)00018-1
- Polprasert, C., Dan, N. P., and Thayalakumaran, N. 1996. Application of constructed wetlands to treat some toxic wastewaters under tropical conditions. *Water Science and Technology*. 34(11): 165-171. doi:10.1016/S0273-1223(96)00834-7
- Qiao, W., Takayanagi, K., Shofie, M., Niu, Q., Yu, H. Q., and Li, Y. Y. 2013. Thermophilic anaerobic digestion of coffee grounds with and without waste activated sludge as co-substrate using a submerged AnMBR: System amendments and membrane performance. *Bioresource Technology*. 150: 249-258. doi:10.1016/j.biortech.2013.10.002
- Rattan, S., Parande, A. K., Nagaraju, V. D., and Ghiwari, G. K. 2015. A comprehensive review on utilization of wastewater from coffee processing. *Environmental Science and Pollution Research*. 22(9): 6461-6472. doi:10.1007/s11356-015-4079-5
- Rodríguez, P., Pérez, S., and Fernández, B. 2000. Study of the anaerobic biodegradability of the wastewater during wet processing of coffee. *Interciencia*. 25(8): 386-390.

- Selvamurugan, M., Doraisamy, P., and Maheswari, M. 2010. An integrated treatment system for coffee processing wastewater using anaerobic and aerobic process. *Ecological Engineering*. 36(12): 1686-1690. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.07.013
- Shigehisa, I., and Takane, K. 1994. *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic Publishing Co. Inc, Pennsylvania.
- Sprott, G. D., and Patel, G. B. 1986. Ammonia toxicity in pure cultures of methanogenic bacteria. *Systematic and applied microbiology*. 7(2-3): 358-363. doi:10.1016/S0723-2020(86)80034-0
- Stergar, V., Zagorc-Končan, J., and Zgajnar-Gotvanj, A. 2003. Laboratory scale and pilot plant study on treatment of toxic wastewater from the petrochemical industry by UASB reactors. *Water Science and Technology*. 48(8): 97-102.
- Vlyssides, A., Barampouti, E. M., and Mai, S. 2009. Influence of ferrous iron on the granularity of a UASB reactor. *Chemical Engineering Journal*. 146(1): 49-56. doi:10.1016/j.cej.2008.05.011
- Von Stockar, U., Maskow, T., Liu, J., Marison, I. W., and Patino, R. 2006. Thermodynamics of microbial growth and metabolism: an analysis of the current situation. *Journal of Biotechnology*. 121(4): 517-533. doi:10.1016/j.jbiotec.2005.08.012
- Wang, Q., Yang, Y., Li, D., and Zhang, Z. 2013. Evaluation of a Ca-modified porphyritic andesite for ammonium removal in the anaerobic digestion process. *Environmental technology*. 34(6): 687-693. doi:10.1080/09593330.2012.715675
- Zarrinbakhsh, N., Wang, T., Rodriguez-Uribe, A., Misra, M., and Mohanty, A. K. 2016. Characterization of wastes and coproducts from the coffee industry for composite material production. *BioResources*. 11(3): 7637-7653
- Zhang, T. C., and Noike, T. 1994. Influence of retention time on reactor performance and bacterial trophic populations in anaerobic digestion processes. *Water Research*. 28(1): 27-36. doi: 10.1016/0043-1354(94)90116-3