



Revista CENIC. Ciencias Biológicas
ISSN: 0253-5688
ISSN: 2221-2450
editorial.cenic@cnic.edu.cu
Centro Nacional de Investigaciones Científicas
Cuba

Evaluación de la arrancada de filtros anaerobios para el tratamiento de aguas residuales de café instantáneo

Córdova Mosquera, Rosa Alexandra; Rieraa, María; Ronquillo, Sandra; Rodríguez Díaz, Joan Manuel; Pereda Reyes, Ileana

Evaluación de la arrancada de filtros anaerobios para el tratamiento de aguas residuales de café instantáneo

Revista CENIC. Ciencias Biológicas, vol. 50, núm. 1, 2019

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181262827008>

Evaluación de la arrancada de filtros anaerobios para el tratamiento de aguas residuales de café instantáneo

Assessment of the anaerobic filters starting-up process for the treatment of instant coffee wastewaters

Rosa Alexandra Córdova Mosquera rcordova@utm.edu.ec

Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

María Riera

Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

Sandra Ronquillo

Universidad de Guayaquil, Ecuador

Joan Manuel Rodríguez Díaz

Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

Ileana Pereda Reyes

Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría, Cuba

Revista CENIC. Ciencias Biológicas, vol. 50, núm. 1, 2019

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba

Recepción: 12/08/2019
Aprobación: 25/09/2019

Redalyc: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181262827008>

Resumen: El proceso de producción de café soluble considera las etapas de tostación, molienda, extracción, centrifugación, evaporación y secado, donde se generan aproximadamente 10,62 L de agua residual/kg de café soluble producido. Las mismas se caracterizan por poseer alto contenido de materia orgánica suspendida y disuelta, alta demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO, DBO). Considerando que la digestión anaerobia es una alternativa para el tratamiento de estos residuales, se evaluó la adaptación de un inóculo de estiércol vacuno para reactores anaerobios en régimen semicontinuo. Se emplearon cuatro reactores de flujo ascendente, dos mesofílicos (35.2°C) y dos termofílicos (55.2°C), durante un periodo total de 49 días correspondientes a la adaptación del inóculo. El inóculo se caracterizó en función del pH que resultó cercano a la neutralidad y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) que fueron mayores a 50% en base seca, mientras que para el sustrato se determinó oxígeno disuelto, salinidad, pH, taninos y DQO. La caracterización del sustrato evidenció un descenso en el pH probablemente causado por la presencia de ácidos grasos volátiles que contribuye con la acidogénesis. La mayor producción total de metano durante toda la experimentación fue para uno de los reactores del régimen termofílico, con un volumen total de 12,4 L de CH₄. Pese a la presencia de compuestos inhibitorios como los taninos, se evidenció un comportamiento estable en el proceso de digestión anaerobia y la adecuación del inóculo al sustrato, representando así una alternativa para la digestión de aguas residuales de café instantáneo.

Palabras clave: aguas residuales, café instantáneo, inóculo, mesofílicos, metano, termofílico.

Abstract: The soluble coffee production process considers the stages of roasting, grinding, extraction, centrifugation, evaporation and drying, where approximately 10.62 L of wastewater / kg of soluble coffee produced are generated. They are characterized by having a high content of suspended and dissolved organic matter, high chemical and biochemical oxygen demand (COD, BOD). Considering that anaerobic digestion is an alternative for the treatment of these residuals, the adaptation of a bovine manure inoculum for anaerobic reactors in a semi-continuous regime was evaluated. Four up-flow reactors, two mesophilic (35+2°C) and two thermophilic (55.2°C), were used for a total period of 49 days. The inoculum was characterized as a function of pH and

SSV, while dissolved oxygen, salinity, pH, tannins and COD were determined for the substrate. For the inoculum, a pH close to neutrality and SSV higher than 50% on a dry basis were obtained. The characterization of the substrate showed a decrease in pH probably caused by the presence of volatile fatty acids that contributes to acidogenesis. The highest total methane production during the whole experiment was 12.4 mL CH₄ corresponding to one of the thermophilic reactors. Despite the presence of inhibitory compounds such as tannins, stable behavior was evident in the anaerobic digestion process and adaptation of the inoculum to the substrate, thus representing an alternative for the digestion of instant coffee wastewater

Keywords: anaerobic filter, instant coffee, mesophilic, methane, thermophilic, wastewater.

INTRODUCCIÓN

La industria cafetalera, por el beneficio húmedo convencional del café y en menor proporción por las fábricas de café soluble, es una de las principales contaminantes de las aguas en Latinoamérica (García, 2004). Las aguas residuales de la industria de café soluble, están constituidas por una variedad de componentes inorgánicos y orgánicos, sólidos disueltos y suspendidos (Wisniewski *et al.*, 2018), además de compuestos fenólicos (Oliveira *et al.*, 2013). Esto hace que dicha industria, se caracterice por ser una de las más sucias del mundo, con efectos ambientalmente severos (Álvarez *et al.*, 2011).

En Ecuador la producción de café soluble representa una de las principales industrias, debido a la cantidad de divisas que esta genera por concepto de exportación. Sólo para el año 2016, representó el 91,2% de la exportación total de café del país (Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca - MAGAP, 2016) y recientemente se ubicó como el cuarto país exportador de café soluble, después de Brasil, Alemania e India.

Se estima que durante la producción de café soluble, se generan entre 40 y 45 L de aguas residuales por kilogramo de café procesado, caracterizadas por poseer una alta carga contaminante en términos de Demanda Química de Oxígeno (DQO) (Ibarra-Taquez *et al.*, 2017). Su descarga en cuerpos de agua ocasiona un aumento en la contaminación orgánica, un incremento en la concentración de materia suspendida, más turbidez, drásticas disminuciones del pH, malos olores y pérdida de la calidad visual, lo que imposibilita el aprovechamiento del vital líquido para consumo humano o uso industrial, así como el desarrollo de la comunidad acuática (Guardia, 2012).

Distintos son los procedimientos utilizados para dar respuesta a esta problemática ambiental, siendo uno de ellos los biológicos por ser rentables y amigables con el medio ambiente, los cuales además tienen como ventaja la eliminación de sustancias orgánicas biodegradables, cuando estas están presentes (Show y Lee, 2016). Ejemplo de los procesos biológicos son los cultivos en suspensión, fangos activados, digestión aerobia o anaerobia, para la desnitrificación, eliminación biológica de fósforo u otros compuestos, por la acción de microorganismos tales como

bacterias, protozoos, hongos, algas, rotíferos o nematodos (Ferrer *et al.*, 2018).

La digestión anaerobia es una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno, que produce una mezcla de gases llamada biogás y una suspensión acuosa la cual contiene los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica (Lorenzo y Obaya, 2005). Uno de los aspectos a considerar en la digestión anaerobia para evitar altas concentraciones de sulfuro de hidrógeno y por ende bajos rendimientos de metano, es la adecuada elección del inóculo a utilizar, así como su adaptación al sustrato antes de la puesta en marcha del reactor (Ferrer y Pérez, 2010). La procedencia del inóculo así como la afinidad con el nuevo sustrato, son aspectos a tener en cuenta para garantizar menores tiempos de arranque en los reactores, mayor actividad biológica y mayor producción de metano (Cárdenas-Cleves *et al.*, 2016). Esta selección representa una etapa crucial para garantizar un funcionamiento estable y una tolerancia al estrés en la digestión anaerobia (De Vrieze *et al.*, 2015). Para que los lodos inoculados actúen eficientemente en el reactor, deben presentar un porcentaje $\geq 50\%$ de sólidos suspendidos volátiles (SSV) (Norma Alemana VDI 4630, 2006). Dhamodharan *et al.* (2015), evaluaron el efecto de cinco tipos de estiércol de: aves de corral (PD), cabra (GD), estiércol de vaca (CD), estiércol de cerdos (PGD) y estiércol de rinoceronte (RD) en la digestión anaerobia de desperdicios de alimentos, al ser utilizados como inóculos en reactores discontinuos. Los resultados indicaron que los inóculos del estiércol de vaca y de cerdos, era los más adecuados para la digestión anaeróbica de los residuos tratados en relación a otros excrementos de ganado. Los reactores inoculados con estiércol vacuno, lograron una mayor producción de metano (227 mL/gVS degradado) y degradación de sólidos volátiles (54,6%).

Por su parte Del Real e Islas (2010), emplearon bacterias provenientes del rumen vacuno en un reactor anaerobio mesofílicos por lotes, usando como sustrato aguas residuales del despulpado de café, con una adecuada adaptación del inóculo, demostrado con la degradación de la carga orgánica de hasta un 91,2% de la DQO, comprobando además que la cantidad de metano generado está en relación directa con la disminución en la DQO.

Se conoce que tanto en los Países Bajos como en el Reino Unido, los procesos anaerobios se utilizan con éxito para tratar las aguas residuales generadas durante la producción de café instantáneo (Melo *et al.*, 2014) y recordando que la adaptación del inóculo es una etapa fundamental en este proceso, se realizó este trabajo con el objetivo de evaluar la adaptación de un inóculo en dos regímenes de temperatura, para la digestión anaerobia de aguas residuales de café instantáneo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La industria cafetalera, por el beneficio húmedo convencional del café y en menor proporción por las fábricas de café soluble, es una de las principales contaminantes de las aguas en Latinoamérica (García, 2004).

Las aguas residuales de la industria de café soluble, están constituidas por una variedad de componentes inorgánicos y orgánicos, sólidos disueltos y suspendidos (Wisniewski *et al.*, 2018), además de compuestos fenólicos (Oliveira *et al.*, 2013). Esto hace que dicha industria, se caracterice por ser una de las más sucias del mundo, con efectos ambientalmente severos (Álvarez *et al.*, 2011).

En Ecuador la producción de café soluble representa una de las principales industrias, debido a la cantidad de divisas que esta genera por concepto de exportación. Sólo para el año 2016, representó el 91,2% de la exportación total de café del país (Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca - MAGAP, 2016) y recientemente se ubicó como el cuarto país exportador de café soluble, después de Brasil, Alemania e India.

Se estima que durante la producción de café soluble, se generan entre 40 y 45 L de aguas residuales por kilogramo de café procesado, caracterizadas por poseer una alta carga contaminante en términos de Demanda Química de Oxígeno (DQO) (Ibarra-Taquez *et al.*, 2017). Su descarga en cuerpos de agua ocasiona un aumento en la contaminación orgánica, un incremento en la concentración de materia suspendida, más turbidez, drásticas disminuciones del pH, malos olores y pérdida de la calidad visual, lo que imposibilita el aprovechamiento del vital líquido para consumo humano o uso industrial, así como el desarrollo de la comunidad acuática (Guardia, 2012).

Distintos son los procedimientos utilizados para dar respuesta a esta problemática ambiental, siendo uno de ellos los biológicos por ser rentables y amigables con el medio ambiente, los cuales además tienen como ventaja la eliminación de sustancias orgánicas biodegradables, cuando estas están presentes (Show y Lee, 2016). Ejemplo de los procesos biológicos son los cultivos en suspensión, fangos activados, digestión aerobia o anaerobia, para la desnitrificación, eliminación biológica de fósforo u otros compuestos, por la acción de microorganismos tales como bacterias, protozoos, hongos, algas, rotíferos o nematodos (Ferrer *et al.*, 2018).

La digestión anaerobia es una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno, que produce una mezcla de gases llamada biogás y una suspensión acuosa la cual contiene los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica (Lorenzo y Obaya, 2005). Uno de los aspectos a considerar en la digestión anaerobia para evitar altas concentraciones de sulfuro de hidrógeno y por ende bajos rendimientos de metano, es la adecuada elección del inóculo a utilizar, así como su adaptación al sustrato antes de la puesta en marcha del reactor (Ferrer y Pérez, 2010). La procedencia del inóculo así como la afinidad con el nuevo sustrato, son aspectos a tener en cuenta para garantizar menores tiempos de arranque en los reactores, mayor actividad biológica y mayor producción de metano (Cárdenas-Cleves *et al.*, 2016). Esta selección representa una etapa crucial para garantizar un funcionamiento estable y una tolerancia al estrés en la digestión anaerobia (De Vrieze *et al.*, 2015). Para que los lodos inoculados actúen eficientemente en el reactor, deben

presentar un porcentaje $\geq 50\%$ de sólidos suspendidos volátiles (SSV) (Norma Alemana VDI 4630, 2006).

Dhamodharan *et al.* (2015), evaluaron el efecto de cinco tipos de estiércol de: aves de corral (PD), cabra (GD), estiércol de vaca (CD), estiércol de cerdos (PGD) y estiércol de rinoceronte (RD) en la digestión anaerobia de desperdicios de alimentos, al ser utilizados como inóculos en reactores discontinuos. Los resultados indicaron que los inóculos del estiércol de vaca y de cerdos, era los más adecuados para la digestión anaeróbica de los residuos tratados en relación a otros excrementos de ganado. Los reactores inoculados con estiércol vacuno, lograron una mayor producción de metano (227 mL/gVS degradado) y degradación de sólidos volátiles (54,6%).

Por su parte Del Real e Islas (2010), emplearon bacterias provenientes del rumen vacuno en un reactor anaerobio mesofílico por lotes, usando como sustrato aguas residuales del despulpado de café, con una adecuada adaptación del inóculo, demostrado con la degradación de la carga orgánica de hasta un 91,2% de la DQO, comprobando además que la cantidad de metano generado está en relación directa con la disminución en la DQO.

Se conoce que tanto en los Países Bajos como en el Reino Unido, los procesos anaerobios se utilizan con éxito para tratar las aguas residuales generadas durante la producción de café instantáneo (Melo *et al.*, 2014) y recordando que la adaptación del inóculo es una etapa fundamental en este proceso, se realizó este trabajo con el objetivo de evaluar la adaptación de un inóculo en dos regímenes de temperatura, para la digestión anaerobia de aguas residuales de café instantáneo.

Una vez estabilizado el inóculo, se adicionó a los reactores en una cantidad equivalente al 30% de su volumen efectivo. Luego se alimentó el sustrato con un flujo semicontinuo de agua a razón de 200 mL/día, para contribuir con la adaptación de la población de microorganismos a las condiciones de operación. Durante toda la experimentación se controló el pH entre 6,5 y 7 para evitar la acidificación del reactor, además de la temperatura para garantizar el régimen de trabajo impuesto (régimen mesofílico 35°C y termofílico 55°C).

Los reactores se operaron con recirculación tres veces al día durante media hora por medio de bombas peristálticas, para garantizar el contacto de la biomasa con el sustrato y evitar la existencia de zonas muertas en el reactor (Gutiérrez y Olmo, 2007). La carga orgánica volumétrica varió en función de la concentración de DQO del residual captado en la empresa generadora y se calculó usando (1).

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

Donde B_v es la carga orgánica volumétrica (kgDQO/m³.d), S_o es la concentración del sustrato en el influente (kgDQO/mL), Q es el flujo de alimentación (mL/d) y V es el volumen total del digestor (m³). Para la producción de metano, se registró el volumen de gas producido diariamente, usando el método de desplazamiento de un líquido (solución

de NaOH al 15%) en una botella de Mariotte. La cantidad de metano se registró en función de la cantidad de líquido desplazado y medido mediante probetas graduadas.

Registro estadístico

La representación gráfica de los resultados obtenidos, se realizó usando Microsoft Excel 2010, el que también sirvió para analizar las diferencias en las medias de la producción de metano por reactor para cada régimen de temperatura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del inóculo

La experimentación se llevó a cabo durante 49 días para lograr la estabilización del inóculo. Se obtuvo un pH cercano a la neutralidad (6,5–7,5) y un contenido de sólidos suspendidos volátiles (SSV) superiores a 50% en base seca (entre 57,4% y 66,0%), siendo este un valor adecuado para ser usado en la digestión anaerobia sin que cause inconvenientes en el proceso (Norma Alemana VDI 4630, 2006). Resultados similares se reportaron en la evaluación de dos inóculos, uno proveniente de un digestor tipo laguna anaerobia de la industria láctea y otro de un digestor tipo UASB de la industria cervecera, cuyos valores de pH fueron de 7,1 y 8,6 y para los sólidos suspendidos volátiles de 51,6% y 52,0% respectivamente, dando mejores resultados de adaptación para el inóculo de la industria cervecera al residuo orgánico empleado, produciendo un mayor rendimiento de biogás y concentración de metano (Nakasima-López *et al.*, 2017).

Para el arranque de un sistema de digestión anaerobia termófila, se empleó estiércol de vaca como inóculo el cual se caracterizó por tener un pH cercano a 7 y 79,3% de SSV en base húmeda. La aclimatación se llevó a cabo durante 30 días a una temperatura de operación de 55°C. Los porcentajes de metano obtenidos, revelaron una elevada actividad metanogénica y rápida aclimatación del inóculo al rango termófilo (Camacho *et al.*, 2017). En el tratamiento de aguas residuales de una planta de sacrificio bovino, utilizaron como inóculo, estiércol vacuno pre incubado a 25°C. La composición del inóculo fue de 65% de SSV con respecto a la fracción de los ST y el tiempo de operación fue de 30 días. La fuente de inóculo empleada, así como el tiempo de digestión permitió obtener porcentajes de remoción de materia orgánica acordes con las conversiones que alcanza la tecnología anaeróbica (Castro- Molano *et al.*, 2016).

Caracterización del sustrato

Se trabajó con un total de 9 muestras compuestas, usadas a lo largo de la experimentación. Los resultados de la caracterización físico-química del sustrato se muestran en el Tabla 1.

En su mayoría las temperaturas de muestreo están en los rangos de operación establecidos, lo cual favorece la operación de los reactores en los regímenes mesofílico y termofílico (Stanikova *et al.*, 2015). El pH reportado indica que se trata de un residuo cercano a la neutralidad, distando de ser inhibitorio para la digestión (Terry *et al.*, 2005). En una investigación donde uno de los sustratos usados fue el agua residual de café, el pH observado tuvo un valor promedio de $7,6 \pm 0,2$ entre todos los reactores, indicando condiciones favorables para la digestión anaerobia (Guardia *et al.*, 2016). Valores promedio de pH 7, favorecen la presencia de grupos microbianos específicos aclimatados para continuar el proceso depurativo de tipo anaeróbico (Sánchez *et al.*, 2016).

El OD estuvo entre 1,0 y 5,4 mg/L, lo que favorece la hidrólisis debido a que los organismos facultativos reducen el oxígeno disuelto presente en el agua y por lo tanto generan un bajo potencial redox (Deublein y Steinhäuser, 2008), creando así las condiciones estrictamente anaerobias requeridas por las arqueas metanogénicas para la producción de metano (Soto *et al.*, 2015). La salinidad se registró entre 0,6 y 4,9 %, representando un aspecto inhibitorio para la digestión anaerobia, pues se ha comprobado que valores de 1% reducen la obtención de biogás en un 50 y 60 % respecto a lo que se obtiene con 0 de salinidad (Picos, 2016). Investigaciones previas señalan que la alta salinidad de los efluentes puede causar problemas de presión osmótica a los microorganismos responsables de la digestión anaerobia (Jiménez *et al.*, 2006).

La DQO estuvo comprendida entre 2400,1 y 7995,0 mg/L, siendo un dato variable para un mismo proceso. Se infiere que esta variabilidad se debe a las características físico-químicas y a la calidad del grano de café procesado en el día en el cual se realizó la toma de muestras de aguas residuales (Dinsdale *et al.*, 1996; Bello-Mendoza y Castillo-Rivera, 1998; Selvamurugan *et al.*, 2010). Generalmente las aguas residuales generadas por las procesadoras de café molido o soluble, tienen una carga contaminante que en términos de demanda química de oxígeno (DQO) va de 4 a 60 g/L (García *et al.*, 1995), debido a la variabilidad de la especie de café.

Los taninos que se caracterizan por ser sustancias tóxicas potenciales de la digestión anaerobia, se reportaron entre 145,1 y 400,0 mg/L siendo un valor bajo al compararlo con investigaciones donde señalan que valores registrados entre los 600 y 800 mg/L inhiben en un 50% la actividad metanogénica (Pérez *et al.*, 2000). Sin embargo, Tejerina *et al.* (2007), mencionan que se ha reportado inhibición durante el tratamiento anaeróbico de aguas residuales cuyo contenido de taninos vegetales tiene concentraciones superiores a 320 mg/L.

Biodegradabilidad anaerobia

En ambos regímenes de trabajo: mesofílicos y termofílico, hubo variaciones en el pH durante los primeros días de la experimentación y posterior al día 10 se evidencia la estabilidad del proceso (Fig. 2 y 3). Durante la adaptación del inóculo este comportamiento se debe a que los microorganismos presentes en el inóculo favorece la actividad de las bacterias acidogénicas y la generación de ácidos grasos volátiles que inciden en el pH (Liu *et al.*, 2016).

Al comparar las variaciones de pH, al inicio de la experimentación, con lo obtenido en la caracterización del sustrato se observa una disminución en los valores. Esta variación pudo deberse al crecimiento de bacterias acidogénicas respecto a las metanogénicas, responsables de elevar la producción y acumulación de AGV y del descenso del pH (Camacho *et al.*, 2017). Experiencias similares se han observado en otros trabajos, donde se registró producción de AGV durante los primeros días de la experimentación y que coincidió con una ligera disminución del pH, siendo además indicativo de un efectivo proceso de hidrólisis (Cadavid-Rodríguez y Bolaños-Valencia, 2015).

Para el día 7 de la experimentación se evidenció un incremento brusco en el pH del T2, lo cual se debió al ingreso inesperado de la solución de NaOH dentro del reactor. Este incidente probablemente ocasionó la saponificación de los ácidos grasos presentes, por lo que se procedió al lavado del equipo y sus tuberías complementarias con abundante agua, hasta retirar la mayor cantidad de residuos alcalinos presentes. Esta actividad finalizó cuando se verificó que el agua de lavado alcanzó un pH de 6,5. Los días 8 y 9 no funcionó este reactor, retomando su operación el día 10.

El volumen de alimentación al reactor se mantuvo constante en 200 mL/día durante toda la investigación. Sin embargo, la carga orgánica varió en función de la DQO presente en el agua residual, ubicándose entre 0,17 y 0,57 kgDQO/m³.d. El incremento en la carga orgánica no fue proporcional con el de la producción de metano (Fig. 4 y 5). (Nakasima-López *et al.*, 2017), señalan en su investigación que aunque aumentaron en un 9% la carga orgánica, se registró un ascenso en la generación de biogás, pero no la concentración de metano.

Asimismo Charles *et al.*, (2011) al estudiar el proceso de digestión anaerobia para el tratamiento de residuos altamente concentrados como los efluentes industriales y rurales y los lodos de depuradora, demostró que es un proceso relativamente inestable. Cuando se carga con altas concentraciones de material orgánico, a menudo se producen ácidos grasos volátiles no deseados (AGV) en lugar de gas metano (CH₄), lo que puede conducir a la acidificación del digestor y a su fallo. En este estudio se investigó el comportamiento del digestor bajo altas tasas de carga, probando la utilidad de la eficiencia estequiométrica de conversión de metano como parámetro de control del digestor a altas tasas de carga.

Cabe destacar que para los cuatro reactores, en los días donde no se registró producción de metano, se debió a factores inherentes al

funcionamiento de los equipos u operacionales (fugas en las tuberías que conforman el sistema de desplazamiento, fallas en el sistema eléctrico).

La producción total de metano para cada régimen se muestra en la Fig. 6. La mayor producción se tuvo para T1, seguido de M1 y para el total de días en el que se llevó a cabo el estudio, los reactores M1 y T1 fueron los que registraron mayor producción de metano con 9634 y 12427 mL CH₄ respectivamente. En el caso de los reactores M1 y M2, esta variable respuesta tuvo valores cercanos entre sí, superando M1 en un 16,8% respecto a la cantidad producida por M2. Sin embargo para T1 y T2 existe una marcada diferencia en los volúmenes obtenidos, puesto que para este último (T2), no se registró el desplazamiento de CH₄ en 11 días de operación, debido a fallas operacionales presentadas con el reactor durante el estudio.

Una medida importante de un adecuado proceso de adaptación del inóculo al residual, durante el proceso de degradación anaerobia es la producción de metano (Terry et al., 2005). La producción de biogás y metano está directamente relacionada a la cantidad de materia orgánica alimentada. Su generación es una evidencia de la reducción de la materia orgánica presente (Córdoba *et al.*, 2014).

Pese a que en todos los reactores se registró producción de metano, el mayor volumen se obtuvo para el termofílico T1, evidenciando así que el mejor régimen para la producción de metano con digestión anaerobia es en el rango termófilo en relación al mesófilo, tal como lo reportan estudios previos donde se produjo un incremento significativo para la producción de biogás en la temperatura termofílica respecto de la mesofílica para todos los niveles de tiempo de retención hidráulico (Rincón *et al.*, 2016). Se ha comprobado que, aunque el régimen termofílico presenta mayores problemas de estabilidad, tiene como ventaja una mayor producción de gas por unidad de sólidos volátiles, dado que el efluente de la digestión termofílica se deshidrata más fácilmente. Dadas las condiciones operacionales en las que se lleva a cabo el proceso, se favorece la fermentación y la eliminación de casi un 100% de virus y bacterias patógenas, hay una separación sólido-líquido más rápida y disminuye la viscosidad de la solución (Reyes, 2018).

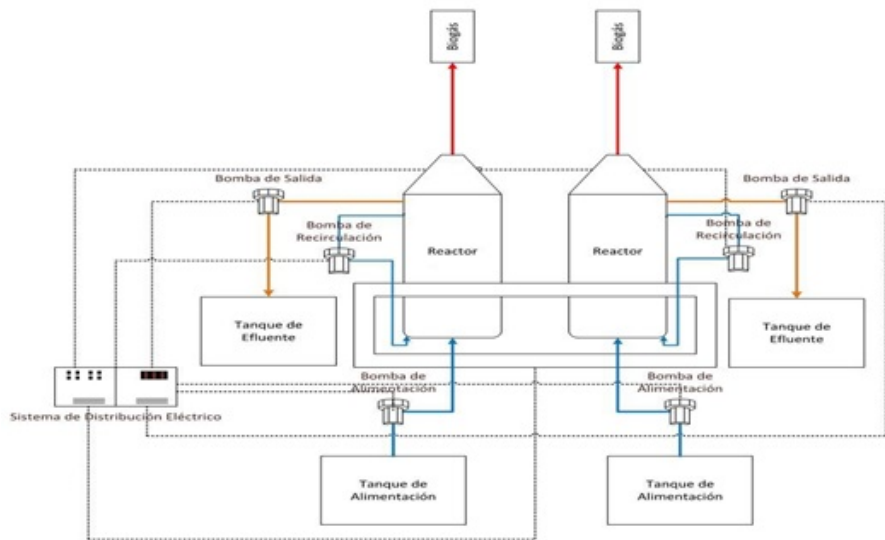


Figura 1
Instalación de reactores anaerobios usados en la experimentación

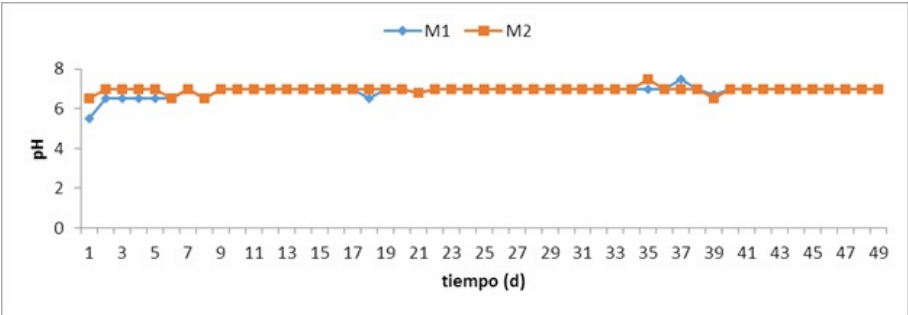


Figura 2
Comportamiento de pH Régimen mesofílico

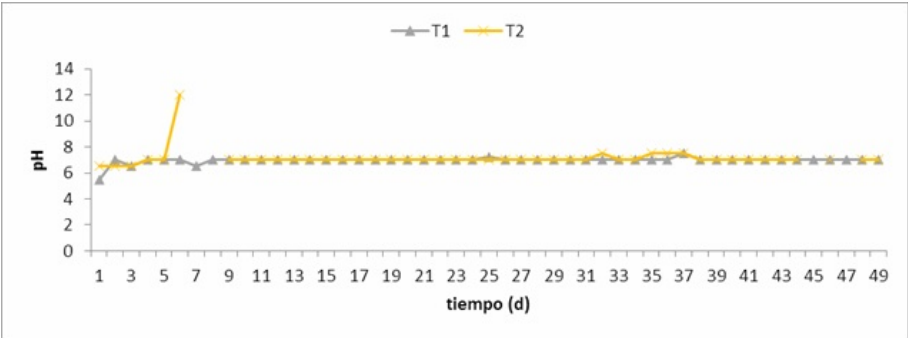


Figura 3
Comportamiento de pH Régimen mesofílico

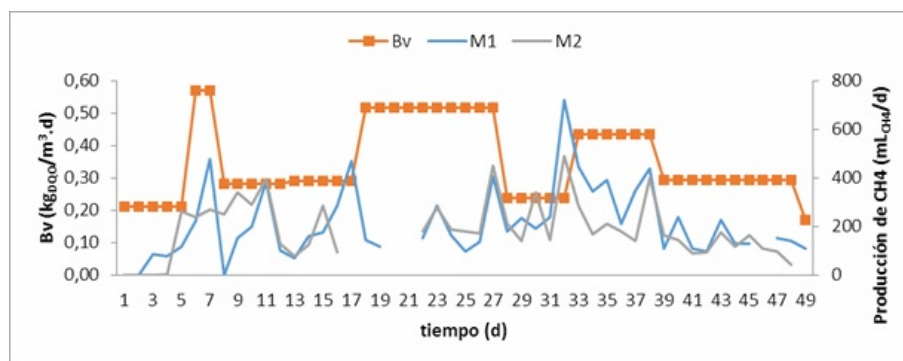


Figura 4
Producción de CH₄ y carga orgánica volumétrica en régimen mesofílico

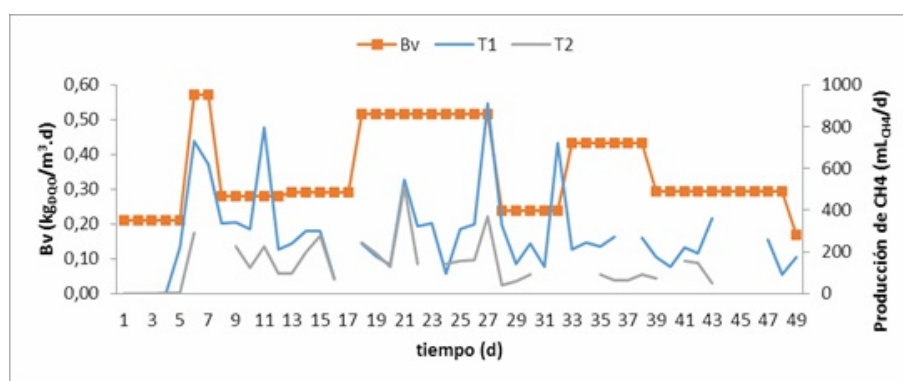


Figura 5
Producción de CH₄ y carga orgánica volumétrica en régimen termofílico

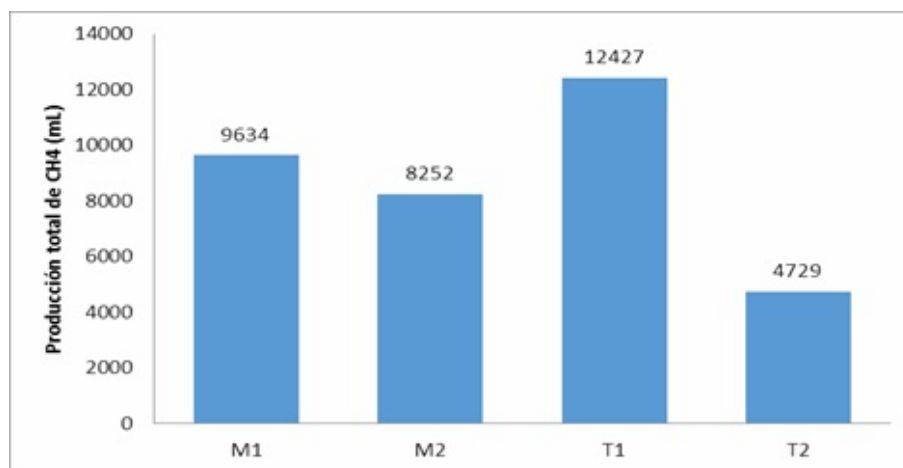


Figura 6
Producción total de metano en los regímenes de trabajo impuestos

Tabla 1
Caracterización del agua residual de la industria del café instantáneo

Tiempo (d)	T + σ (°C)	pH + σ	OD + σ (mg/L)	Salinidad + σ (%)	Taninos + σ (mg/L)	DQO + σ (mg/L)
1	42 + 1	6,5 + 0,50	1,5 + 0,10	0,63 + 0,03	170 + 14,14	2950 + 28,28
6	42 + 1	6,5 + 0,00	1,5 + 0,01	4,18 + 0,16	400 + 14,14	7995 + 233,35
8	38 + 1	6,5 + 0,50	1,3 + 0,05	1,89 + 0,03	181 + 1,41	3930 + 84,85
13	49 + 1	6,5 + 0,00	5,4 + 1,35	0,69 + 0,09	223 + 4,24	4059 + 1,41
18	39 + 1	6,5 + 0,00	1,6 + 0,04	4,90 + 0,05	265 + 7,07	7225 + 148,49
28	48 + 1	6,5 + 0,00	1,8 + 0,04	0,51 + 0,02	240 + 10,00	3317 + 112,40
33	38 + 1	6,5 + 0,87	4,5 + 0,05	2,61 + 0,08	185 + 7,07	6070 + 254,56
39	59 + 1	7,0 + 0,00	4,8 + 0,02	0,7 + 0,05	145 + 7,07	4095 + 332,34
49	47 + 1	6,5 + 0,00	1,0 + 0,03	0,6 + 0,05	145 + 21,21	2400 + 226,27

CONCLUSIONES

El inóculo de estiércol vacuno utilizado en la experimentación, presentó a partir del día 10 una estabilización del pH, evidenciando así un comportamiento estable en el proceso de digestión anaerobia. En cuanto a régimen de trabajo, el mejor resultado se obtuvo para el termofílico por ser bajo estas condiciones operacionales donde se registró mayor producción total de metano. Sin embargo, una vez adaptado el inóculo y de acuerdo a los resultados obtenidos en la experimentación, se podría esperar que la producción de metano a lo largo de la investigación bajo régimen mesofílicos, mantenga un comportamiento más estable en relación al termofílico. De acuerdo con los resultados obtenidos en el estudio, se infiere que el inóculo estudiado se adaptó al sustrato siendo una alternativa para ser usado en la digestión anaerobia de las aguas residuales de café instantáneo.

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Técnica de Manabí por facilitar sus instalaciones para la realización de la investigación, así como por la ayuda económica brindada a través de becas para la adquisición de equipos y reactivos empleados en la misma.

REFERENCIAS

Álvarez, J., Smeltekop, H., Cuba, N., & Loza-Murguía, M. (2011). Evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales del prebeneficiado de café (*Coffea arabica*) implementado en la comunidad Carmen Pampa provincia Nor Yungas del Departamento de La Paz. *Journal of the Selva Andina Research Society*, 2(1), 34-42. Recuperado a partir de http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2072-92942011000100005&lng=es&nrm=iso&tlng=

- APHA/AWWA/WEF. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Standard Methods*. <https://doi.org/ISBN9780875532356>
- Cadavid-Rodríguez, L. S., & Bolaños-Valencia, I. V. (2015). Aprovechamiento de residuos orgánicos para la producción de energía renovable en una ciudad colombiana. *Energética*, 46, 23-28. Recuperado a partir de <https://www.redalyc.org/pdf/1470/147043932004.pdf>
- Camacho, R., Villada, H. S., & Hoyos, J. L. (2017). Evaluación del Estiércol de Vaca como Inóculo en la Digestión Anaerobia Termófila de Residuos Sólidos Urbanos. *Informacion Tecnologica*, 28(3), 29-36. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642017000300004>
- Cárdenas-Cleves, L. M., Parra-Orobio, B. A., Torres-Lozada, P., & Vásquez-Franco, C. H. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos procesos en Ingeniería*, 29(1), 95-108. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>
- Castro-Molano, L. del P., Escalante-Hernández, H., Gómez-Serrato, O. J., & Jiménez-Piñeros, D. P. (2016). Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion. *DYNA*, 83(199), 41-49. <https://doi.org/10.15446/dyna.v83n199.56796>
- Charles, W., Carnaje, N. P., & Cord-Ruwisch, R. (2011). Methane conversion efficiency as a simple control parameter for an anaerobic digester at high loading rates. *Water Science and Technology*, 64(2), 534-9. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.082>
- Córdoba, V., Fernández, M., & Santalla, E. (2014). Influencia del inóculo en la digestion anaerobica de purín de cerdo. *XXXVII Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente*, 2(November), 06:29-38.
- De Vrieze, J., Gildemyn, S., Vilchez-Vargas, R., Jáuregui, R., Pieper, D. H., Verstraete, W., & Boon, N. (2015). Inoculum selection is crucial to ensure operational stability in anaerobic digestion. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(1), 189–199. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6046-3>
- Del Real Olvera, J., & Islas Gutiérrez, J. (2010). Biodegradación anaerobia de las aguas generadas en el despulpado del café. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 12(2), 230-239. Recuperado a partir de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=fua&AN=94332744&lang=es&site=ehost-live>
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2008). Biogas from waste and renewable resources. *Choice: Current Reviews for Academic Libraries*, 443. <https://doi.org/10.1002/9783527632794>
- Dhamodharan, K., Kumar, V., & Kalamdhad, A. S. (2015). Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. *Bioresource Technology*, 180, 237-241. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.12.066>
- Ferrer, Yoandy; Pérez, H. (2010). Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento. *ICIDCA*.

- Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 43, 9-20. Recuperado a partir de www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120681002
- Ferrer, J., Seco, A., & Robles, A. (2018). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Universitat Politècnica de València. Recuperado a partir de https://docs.google.com/viewerng/viewer?url=https://riunet.upv.es:443/bitstream/handle/10251/113132/T_OC_6410_01_01.pdf?sequence%3D2&isAllowed=y%0Ahttps://riunet.upv.es/handle/10251/113132?show=full
- García, S. (2017). Mitigación del impacto ambiental que generan los residuos sólidos del beneficio de café a partir de la producción de abono orgánico. *ECOSOLAR*, 1-15. Recuperado a partir de <http://www.cubasolar.cu/biblioteca/Ecosolar/Ecosolar09/HTML/articulo05.htm>
- García, S., Herrma, M., Behling, E., Gutiérrez, E., & Chacín, E. (1995). Inhibidor natural de las aguas residuales de procesamiento de café en el tratamiento anaerobio Natural inhibitor of the anaerobic digestion for the coffee processing wastewater. *CIENCIA*, 3(3), 241-246. Recuperado a partir de <http://www.produccioncientifica.luz.edu.ve/index.php/ciencia/article/view/8757>
- Guardia Puebla, Y. (2012). Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las aguas residuales de despulpe del beneficiado húmedo del café, 161.
- Gutiérrez, C. M., & Olmo, J. M. P. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales*. (E. Universitaria, Ed.). Recuperado a partir de ingeocm.ublog.cl/archivos/6388/tratamiento_biologicotexto_apoyo.pdf
- Ibarra-Taquez, H. N., GilPavas, E., Blatchley, E. R., Gómez-García, M. Á., & Dobrosz-Gómez, I. (2017). Integrated electrocoagulation-electrooxidation process for the treatment of soluble coffee effluent: Optimization of COD degradation and operation time analysis. *Journal of Environmental Management*, 200(15), 530-538. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.095>
- Jiménez, A. M., Borja, R., Martín, A., & Raposo, F. (2006). Kinetic analysis of the anaerobic digestion of untreated vinasses and vinasses previously treated with *Penicillium decumbens*. *Journal of Environmental Management*, 80, 303-310. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.011>
- Liu, C., Li, H., Zhang, Y., & Liu, C. (2016). Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. *Bioresource Technology*, 219, 252-260. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.130>
- Lorenzo, Y., & Obaya, M. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 39(1), 35-48. <https://doi.org/10.138-6204>
- Melo, L., Abreu, J., & Silva, T. (2014). Mobile Applications for Natural Parks: Guidelines Study for the Development of a Mobile Device Application. *Procedia Technology*, 16, 263-268. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2014.10.091>
- Ministerio de Agricultura, Ganadería, A. y P. (MAGAP). (2016). Exportaciones de café del Ecuador. Recuperado a partir de http://sinagap.agricultura.gob.ec/phocadownloadpap/exportacion_cafe/2016/mayo/aco2016.pdf
- Nakasima-López, M., Taboada-González, P., Aguilar-Virgen, Q., & Velázquez-Limón, N. (2017). Adaptación de Inóculos Durante el Arranque de

- la Digestión Anaerobia con Residuos Sólidos Orgánicos. *Informacion Tecnologica*, 28(1), 199-208. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642017000100020>
- Oliveira, A., Paludo, G., Santana, I., Bizzo, H. R., Cabral, L. M. C., & Freitas, S. P. (2013). Determinatio of Total Phenolic Compounds Present in Instant Coffee Grounds. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689-1699. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Pérez, S. R., Pérez Silva, R. M., & Boizán, M. F. (2000). Estudio de la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales del beneficio húmedo del café. *Interciencia*, 25(8), 386-390. <https://doi.org/0378-1844>
- Picos Benítez, A. R. (2016). *Optimización de procesos de tratamiento de aguas residuales salobres*. Recuperado a partir de [https://cideteq.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1021/166/1/Optimización de procesos de tratamiento de aguas residuales salobres..pdf](https://cideteq.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1021/166/1/Optimización%20de%20procesos%20de%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20salobres..pdf)
- Puebla, Y., Hernández, J., Gamboa, R., Pérez, S., & Girón, V. (2016). Optimización múltiple de respuestas en la codigestión anaerobia de aguas residuales de café con estiércoles. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 25(3), 54-64. <https://doi.org/10.5209/RCTA.2016.v25.n3.01316>
- Reyes A., E. A. (2018). Generación de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia, a partir del aprovechamiento de sustratos orgánicos. *Revista Científica de FAREM-Esteli*, 6(24), 60-81. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i24.5552>
- Rincón Ramírez, M., Rincón Lizardo, N., Araujo Vilches, I., Díaz Montiel, A., & Mata Álvarez, J. (2016). Estabilización anaerobia mesofílica y termofílica de lodos activados provenientes de la industria cervecera. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 5(21), 5-21. <https://doi.org/10.18359/rcin.1477>
- Sánchez Góngora, M. A., Peón Escalante, I. E., Cardona Juárez, T., Ortega Arroyo, L., & Urriolagoitia Calderón, G. (2016). Evaluación inicial de parámetros de campo en un biodigestor anaeróbico para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XVIII(1), 173-184. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n1.57725>
- Show, K. Y., & Lee, D. J. (2016). *Anaerobic Treatment Versus Aerobic Treatment. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Biological Treatment of Industrial Effluents*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63665-2.00008-4>
- Soto, J., Torres, P., Barba, L. E., Marmolejo, L. F., Torres, W. A., Guzmán, M. A., & Perea, L. M. (2015). EFECTO DEL OXÍGENO DISUELTO SOBRE LA BIODEGRADABILIDAD DE BIORRESIDUOS. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 2, 485-495. Recuperado a partir de <https://revistas.udca.edu.co/index.php/act-div-cientifica/artic le/viewFile/75/68>
- Stanikova, D., Surova, M., Ticha, L., Petrasova, M., Virgova, D., Huckova, M., ... Gasperikova, D. (2015). *Manual del Biogás. MINENERGIA/PNUD/FAO/GEF* (Vol. 64). Santiago de Chile. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>
- Terry, A. I., Rodríguez, S., Bermúdez, R. C., Fernández, M., Aguilera, I., & Buzón, J. (2005). EVALUACIÓN DE UN INÓCULO PARA EL ARRANQUE DE REACTORES UASB EMPLEADOS EN EL TRATAMIENTO DE RESIDUAL LÍQUIDO DE CAFÉ. (Spanish).

Revista Cubana de Química, 17(1), 206-211. Recuperado a partir de <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=27801871&lang=es&site=ehost-live>

Wisniewski, C. M., Slater, C. S., & Savelski, M. J. (2018). Dynamic vibratory membrane processing for use in water recovery from soluble coffee product manufacturing wastewater. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(8), 1791–1803. <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1569-4>

Notas de autor

rcordova@utm.edu.ec