

DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUALES SÓLIDOS DEL BENEFICIO HÚMEDO DEL CAFÉ

Anaerobic digestion of solid wastes from coffee wet processing

Yunet GÓMEZ-SALCEDO^{1,2*}, Ricardo BAQUERIZO-CRESPO², Ariovaldo José DA SILVA³,
Deny OLIVA-MERENCIO⁴ y Ileana PEREDA-REYES¹

¹ Centro de Estudios de Ingeniería de Procesos, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (CUJAE), Calle 114 núm. 11901, CP 19390, Marianao, La Habana, Cuba.

² Departamento de Procesos Químicos, Alimentos y Biotecnología, Facultad de Ciencias Matemáticas Físicas y Químicas, Universidad Técnica de Manabí, Av. Urbina y Che Guevara, CP 130105, Portoviejo, Manabí, Ecuador.

³ Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Avenida Cândido Rondon 501, CEP: 13083-875, Campinas, SP, Brazil.

⁴ Centro de Estudios de Tecnologías de Energías Renovables, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Tecnológica de La Habana José Antonio Echeverría (CUJAE), Calle 114 núm. 11901, CP 19390, Marianao, La Habana, Cuba.

*Autor para correspondencia: yunitags@gmail.com

(Recibido: octubre de 2019; aceptado: agosto de 2020)

Palabras clave: carga orgánica volumétrica, digestión anaerobia, procesamiento del café, rendimiento de metano, residuos sólidos cafetaleros

RESUMEN

En la etapa de despulpe del beneficio húmedo de café se generan residuales sólidos constituidos fundamentalmente por cáscara y pulpa. Debido a que el contenido de materia orgánica que presentan en su composición se encuentra en el intervalo del 90.5 ± 1.69 % en base seca, estos aportan una elevada carga contaminante al medio en que son vertidos. Esta característica también otorga a dichos residuales potencialidades como fuente de carbono para el proceso de digestión anaerobia. En el presente trabajo se determinó el potencial de biometano y el efecto del incremento de la carga orgánica volumétrica al tratar pulpa de café fresca (Pc I) tras un periodo de almacenamiento congelada (Pc II) y cáscara de café secada naturalmente (Cs). Los ensayos se desarrollaron a temperatura mesofílica (37 ± 1 °C), en régimen discontinuo y semicontinuo. La pulpa de café fresca presentó un rendimiento de metano de 259.80 ± 15 NmL CH₄/g SV. Los ensayos semicontinuos se evaluaron en términos de rendimiento y productividad de metano. Al implementar diferentes estrategias de alimentación, variando las cargas orgánicas volumétricas iniciales en los sistemas, se constató que los mejores resultados se reflejan con la menor carga aplicada (0.2 g SV/L d). No se recomienda la operación de sistemas anaerobios para el tratamiento de residuos sólidos cafetaleros a cargas superiores a 0.5 g SV/L d.

Key words: anaerobic digestion, coffee solid waste, coffee wet processing, methane yield, organic loading rates

ABSTRACT

The wet coffee processing generates solid coffee wastes, such as pulp and husk. The organic matter content of these residuals is in the range of 90.5 ± 1.69 % on a dry basis, which explains the high pollutant load they contribute to the environment. The present paper evaluates the biomethane potential and the effect of the organic loading rates (OLR) over the biodegradation of fresh pulp (Pc I), pulp after a period of frozen storage (Pc II), and dry coffee husk (Cs). The assays were developed at mesophilic temperature ($37 \pm 1^\circ\text{C}$) under batch and semicontinuous regimen. The fresh coffee pulp had a methane yield of 259.80 ± 15 NmL CH₄/g VS. Semicontinuous operation demonstrated that a better performance is achieved when the lower OLR was applied (0.2 g VS/L d). It is not recommended to operate at OLR higher than 0.5 g VS/L d.

INTRODUCCIÓN

En el mundo existen alrededor de 55 países productores de café, distribuidos en América, África, Oceanía y Asia. Brasil, responsable de más del 30 % de la producción mundial, se ubica en primer lugar, seguido por Vietnam, Colombia e Indonesia, según la Organización Internacional del Café (OIC 2019). Una vez que se cosecha el café, tiene lugar el proceso de beneficio, en el cual ocurre la transformación del fruto (cerezo) en café oro (grano limpio), producto en el que se centra el comercio entre países productores y consumidores. Existen dos métodos para beneficiar el café: el seco y el húmedo. Este último es el que emplea casi en todos los países productores de América Central (Rojas-Sossa et al. 2017). Tiene como desventaja el alto consumo de agua en las etapas de despulpe, fermentación y lavado, y genera importantes volúmenes de aguas residuales que se caracterizan por ser ácidas y poseer elevada carga contaminante.

Aunque en menor volumen, también se generan residuales sólidos constituidos fundamentalmente por la pulpa del café. Como alternativas al tratamiento y aprovechamiento de la pulpa de café se ha propuesto su empleo en la producción de biofertilizante, en la alimentación de ganado o como combustible, pero pocas se aplican en la práctica. En Cuba, según datos reportados por la Oficina Nacional de Estadística e Información (ONEI 2017), en su edición referente al Panorama Ambiental, no se consume la biomasa disponible correspondiente a los residuales de café, la cual es de 100 tep/año. Usualmente estos residuos se almacenan en pilas cerca de los centros de beneficio y dan origen a malos olores, la contaminación del manto freático y la eutrofización de ríos y lagunas donde son vertidos.

Sarabia et al. (2017) plantean que la digestión anaerobia es una tecnología con la que se alcanza la disminución de la carga contaminante del residual y

la recuperación de energía. Muchos de los residuos agroindustriales son candidatos para la digestión anaerobia por su alto contenido de materia fácilmente biodegradable. Un inconveniente que limita el tratamiento vía anaerobia de los residuales sólidos del beneficio del café es su contenido de sustancias tóxicas y su naturaleza lignocelulósica, la cual dificulta la biodisponibilidad del carbono (González-Ríos et al. 2007, Rossmann et al. 2012).

De acuerdo con la literatura, la mayoría de los trabajos se concentran en la digestión anaerobia de los residuales líquidos del procesamiento del café, a partir de tecnologías que emplean el reactor de flujo ascendente anaerobio de lecho de lodos (UASB, por sus siglas en inglés) y el filtro anaerobio (FA) (Jung et al. 2012, Puebla et al. 2013, 2014). En los últimos años se han reportado investigaciones sobre residuales sólidos cafetaleros como fuente de azúcares, para la producción de carbón activado y compost, como material adsorbente de metales pesados y en la producción de biodiesel (Pujol et al. 2013, Janissen y Huynh 2018, Kourmentza et al. 2018, Pesheva et al. 2018). Estas investigaciones utilizan los residuales sólidos generados en el proceso de producción de café soluble y otros derivados industriales a partir de café. Los objetivos de esta investigación son: 1) determinar el potencial de metano de pulpa y cáscara fresca, así como de la cáscara secada naturalmente, procedentes del beneficio húmedo de café, y 2) evaluar la influencia del incremento paulatino de la carga orgánica volumétrica aplicada sobre el rendimiento de metano en sistemas semicontinuos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sustratos e inóculo

La pulpa fresca de café (Pc) se obtuvo en la etapa de despulpado del centro de beneficio Sabanilla, en

Artemisa, Cuba, donde se procesa una mezcla de frutos de café de la variedad *Coffea arabica*: caturra roja y amarilla. El segundo residual consiste en cáscara de café secada naturalmente (Cs), de la variedad Mundo Novo (*Coffea arabica* L.), proveniente del municipio Albertina, en Minas Gerais, Brasil.

En los ensayos se emplearon tres inóculos provenientes de fuentes diferentes: el primero (I1) de estiércol vacuno fresco; el segundo (I2) de un reactor anaerobio para el tratamiento de residuales porcinos en la Estación Experimental de Pastos y Forraje Indio Hatuey, en Matanzas, Cuba, y el tercero (I3) de un reactor anaerobio para el tratamiento de residuales líquidos del manejo de ganado vacuno en la unidad Inconfidentes del Instituto Federal de Educación, Ciencia y Tecnología, en Minas Gerais, Brasil. Se procedió a mezclarlos con agua para facilitar su filtrado y eliminar restos de paja y otros sólidos gruesos. Todos los inóculos se almacenaron a temperatura ambiente en recipientes de vidrio acoplados a trampas de agua para garantizar condiciones anaerobias. Durante el periodo de almacenamiento se realizó un procedimiento de adaptación que consistió en la desgasificación del inóculo tras la alimentación de dosis de los residuales. Este procedimiento se efectuó tres veces, con una frecuencia semanal. La cantidad de residual suministrada fue la necesaria para garantizar una carga orgánica de $0.1 \text{ gSV}_{\text{sustrato}}/\text{gSV}_{\text{inóculo}}$.

La caracterización de los sustratos e inóculos en cuanto a sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y pH se realizó de acuerdo con los métodos estándar de la American Public Health Association (APHA 2012). Los resultados de dicha caracterización se muestran en el cuadro I. El contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina del residual se determinó acorde a lo establecido en las normas ASTM D1103-77 y ASTM D1106-96 (ASTM 1985, 2013).

Ensayos en discontinuo

Se desarrollaron dos periodos de experimentación con la pulpa de café, denominados Pc (I) y Pc (II). El primero empleó el inóculo I1 y el residual fresco. El segundo empleó el residual tras un periodo de almacenamiento de un año en condiciones de congelación y el inóculo I2. En los ensayos con la cáscara seca (Cs) se empleó el inóculo I3. En todos los casos, los ensayos anaerobios se desarrollaron por triplicado con un régimen mesofílico ($37 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$), en correspondencia con la norma alemana VDI-4630 (VDI 2006). El tiempo de digestión fue de 25 días y la relación $\text{g SV}_{\text{sustrato}}/\text{g SV}_{\text{inóculo}}$ fue de 0.5. La producción de metano se midió a través de columnas de vidrio calibradas donde el gas estuvo en contacto con

una solución de NaOH al 15 % (p/v) para eliminar el CO_2 del biogás. Se midió el pH de cada reactor el primer y último día de ensayo. Los reactores consistieron en botellas de vidrio color ámbar, de 500 mL de capacidad cuya agitación se efectuó manualmente antes de cada medición de producción de metano. La figura 1a muestra un esquema de la instalación.

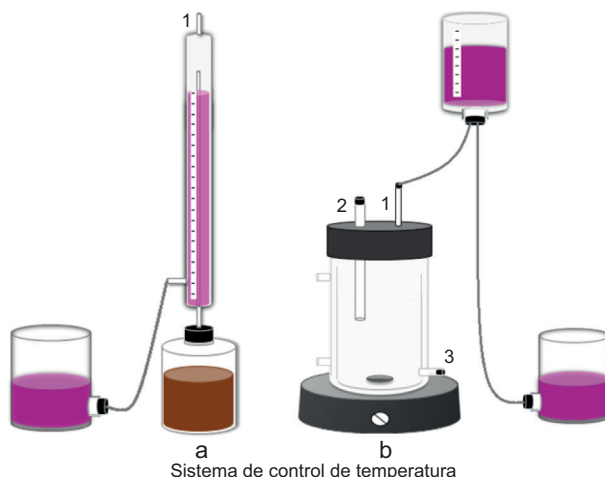


Fig. 1. (a) Esquema de la instalación experimental en régimen discontinuo y (b) semicontinuo. 1: salida de gas, 2: alimentación, 3: extracción del efluente.

Se determinaron el rendimiento de metano (Y_{CH_4}), la constante cinética del proceso (k_0) y la capacidad metanogénica específica (CME). El rendimiento de metano se define según la ecuación 1:

$$Y_{\text{CH}_4} = \frac{V_{\text{CH}_4}}{g \text{ SV}} \quad (1)$$

donde V_{CH_4} es el volumen de metano normalizado, acumulado durante el tiempo de digestión y el término $g \text{ SV}$ se refiere a los gramos de sólidos volátiles aportados por el sustrato. La cinética del proceso se evaluó a través del modelo cinético de primer orden:

$$Y_{(t)} = Y_{\text{max}} \left[1 - e^{-k_0 t} \right] \quad (2)$$

donde Y_{max} ($\text{NmL CH}_4/\text{g SV}$) es el máximo rendimiento de metano, k_0 (d^{-1}) la constante cinética aparente y t (d) el tiempo. La capacidad metanogénica específica se determinó de acuerdo con la ecuación 3:

$$\text{CME} = \frac{R}{\text{SV} \times \text{FC} \times V} \quad (3)$$

donde R ($\text{NmL CH}_4/\text{d}$) es la tasa de producción de metano, SV ($\text{g SV}/\text{mL}$) es la concentración de sólidos

dos volátiles en el inóculo, V (mL) es el volumen de inóculo y FC (350 NmL CH₄/g DQO) es el factor de conversión. El porcentaje de reducción de sólidos volátiles (R_{SV}) se calculó a través de la expresión:

$$R_{SV} = \frac{C_{(SV)alimentación} - C_{(SV)efluente}}{C_{(SV)alimentación}} * 100 \quad (4)$$

donde $C_{(SV)}$, expresado en g/mL es la concentración de sólidos volátiles en la alimentación y el efluente del reactor.

Ensayos en semicontinuo

Las condiciones descritas para los ensayos discontinuos Pc (I), Pc (II) y Cs en cuanto al sustrato e inóculo que se empleó en cada uno, se replicaron en ensayos en régimen semicontinuo de alimentación. Se empleó un reactor de vidrio de doble pared provisto de agitación magnética (100 rpm), de 1 L de capacidad y 0.8 L de volumen efectivo (**Fig. 1b**). La alimentación se realizó diariamente, de forma manual, para tiempos de retención hidráulicos (TRH) de 36 días en el ensayo semicontinuo que empleó la pulpa fresca (Pc[I]) y 30 días para los ensayos con la pulpa que fue almacenada (Pc [II]) y la cáscara seca de café (Cs). En los ensayos, las cargas orgánicas volumétricas (COV) variaron entre 0.2 y 1 g SV/L d. Se midió la producción diaria de metano a través de un sistema de desplazamiento de líquido, en el cual se hizo burbujear el gas en una solución de NaOH al 15 % (p/v). El efluente de los reactores se analizó diariamente en cuanto a pH y relación ácidos grasos volátiles/carbono inorgánico total (AGV/CIT). Dicha relación consiste en una titulación con ácido sulfúrico 0.1 N (0.05 mol/L), según la metodología descrita por Lossie y Pütz (2009), quienes indican que, en la práctica, una relación AGV/CIT de 0.3 a 0.4 es adecuada para indicar el correcto funcionamiento del proceso cuando se tratan residuales sólidos.

Los ensayos en régimen semicontinuo se evaluaron a través del rendimiento de metano y la productividad de metano (P_{CH_4}), que se define como la cantidad de metano generado en el volumen efectivo

de digestión por unidad de tiempo específica según la expresión:

$$P_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{V_{reactor} \times t} \quad (5)$$

siendo V_{CH_4} (L) el volumen normalizado de metano que se genera, $V_{reactor}$ (L) el volumen efectivo del reactor y t (d).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de residuales e inóculos

En el **cuadro I** se observa que los sólidos volátiles representan entre el 90 y el 93 % del peso seco del residual. Esto corrobora el alto contenido de materia orgánica que caracteriza a estos residuales (Pandey et al. 2000, Kivaisi 2002, Corro et al. 2013, Shemekite et al. 2014). Chala et al. (2018) reportan que los sólidos volátiles constituyen el 88.3 y el 92.8 % en peso seco de la pulpa y la cáscara de café, respectivamente. Respecto a los inóculos, se observa (**Cuadro II**) que presentan un contenido de sólidos volátiles en base seca superior al 50 % recomendado para su empleo como fuente de biomasa al sistema (VDI 2006).

CUADRO II. CARACTERIZACIÓN DE LOS INÓCULOS EMPLEADOS EN CADA ENSAYO.

Inóculo	pH	ST (g/L)	SV (g/L)	SV (% BS)
I1	7.1 ± 0.6	61.61 ± 1.5	33.71 ± 1.0	54.71 ± 0.4
I2	7.2 ± 0.4	58.79 ± 1.0	38.8 ± 1.0	66.00 ± 0.5
I3	7.2 ± 0.5	44.39 ± 0.8	31.75 ± 0.2	71.53 ± 0.5

ST: sólidos totales, SV: sólidos volátiles.

Ensayos en discontinuo

Se midió el potencial de hidrógeno del contenido de cada reactor al comienzo y al finalizar los ensayos. En todos los casos los valores fueron de 8.00 ± 0.10

CUADRO I. CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUALES SÓLIDOS DE CAFÉ.

Residual	ST (g/g PH)	SV (g/g PH)	SV (% BS)	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)
Pc (I)	0.13 ± 0.0	0.12 ± 0.0	90.12 ± 1.6	—	—	—
Pc (II)	0.15 ± 0.2	0.14 ± 0.1	93.33 ± 1.5	—	—	—
Cs	0.89 ± 0.0	0.83 ± 0.0	93.83 ± 1.4	38.27 ± 1.05	30.18 ± 1.35	15.0 ± 0.78

ST: sólidos totales, SV: sólidos volátiles, PH: peso húmedo, BS: base seca.

y 7.58 ± 0.05 , respectivamente. Estos valores se encuentran entre los que reporta la literatura como adecuados para el buen funcionamiento de las diferentes poblaciones microbianas en los ensayos de potencial bioquímico de metano (Sánchez-Reyes et al. 2016). Los resultados de los ensayos en discontinuo permitieron observar diferencias en los valores que toman las variables respuesta en el ensayo Pc (I) y Pc (II) (Fig. 2). El rendimiento de metano que alcanza la pulpa fresca es de $259.80 \text{ NmL CH}_4/\text{g SV}$. Neves et al. (2006) obtuvieron rendimientos similares al trabajar con residuales del proceso de producción de café soluble (entre 240 y $280 \text{ NmL CH}_4/\text{g SV}$). En el ensayo Pc (II), el rendimiento de metano del residual fue de $127.81 \text{ NmL CH}_4/\text{g SV}$, lo cual contrasta con el hecho de que el contenido de sólidos volátiles del residual no varió tras el periodo de almacenamiento (Cuadro I). Esto sugiere que el almacenamiento del residual en congelación ocasionó transformaciones en su composición. Estos cambios probablemente condujeron al aumento de la biodisponibilidad de sustratos, lo cual justifica que en el segundo ensayo (Pc (II)) el máximo rendimiento de metano se expresara en un menor tiempo (Fig. 3), con un incremento en la constante cinética aparente (Fig. 2). Sin embargo, el aumento de la biodisponibilidad del sustrato implica una mayor accesibilidad de compuestos recalcitrantes, propios del residual o producto de los cambios que se produjeron, lo cual explica el descenso del 50 % en el rendimiento de metano que se registró en el segundo ensayo. Calzada et al. (1981) sugieren que a medida que la pulpa de café envejece ocurre la transformación gradual de su composición, lo que los condujo a obtener menor rendimiento de biogás, pero con una calidad mayor en cuanto a su contenido de metano y en menor tiempo.

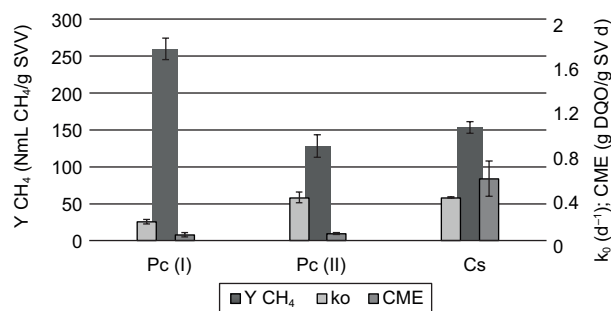


Fig. 2. Resultados de los ensayos discontinuos.

Aunque en la literatura consultada no se encontraron reportes de la forma en que las condiciones específicas de almacenamiento afectan a la pulpa de

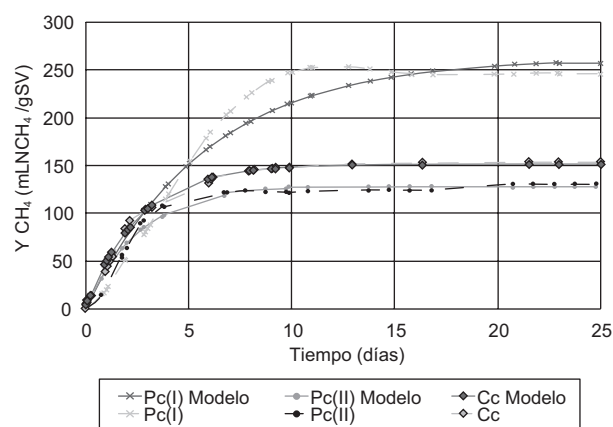


Fig. 3. Evolución de la biodegradabilidad anaerobia en régimen discontinuo al tratar residuales sólidos cafetaleros.

café, se plantea que la congelación de ésta disminuye la velocidad de las reacciones enzimáticas, pero no las detiene (Mejía et al. 2006, Zhao et al. 2019). De acuerdo con Zhao et al. (2019), la actividad de las enzimas relacionadas con el catabolismo de la sacarosa se incrementó en las primeras tres semanas de almacenamiento de nectarinas (*Prunus persica* (L.) Batsch, var. nectarina) a temperaturas cercanas a la congelación ($0-5 \text{ }^\circ\text{C}$). Mejía et al. (2006) reportaron la acción de las enzimas del grupo de las hidrolasas, entre las que se encuentran la pectinesterasa, la poligalacturonasa, la celulasa y la xilanas, durante el almacenamiento a $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ de la pulpa de arazá (*Eugenia stipitata* Mc Vaugh). Durante el tiempo de almacenamiento se verificaron pérdidas en la homogeneidad de la pulpa del fruto, la degradación de azúcares y la formación de ácidos carboxílicos y formaldehído a causa de la degradación del ácido ascórbico por vía enzimática. Además, la concentración de polifenoles libres aumentó debido a la acción de enzimas del tipo de las glucosidasas, las cuales hidrolizan los enlaces glucosídicos; en consecuencia, generaron las agliconas (compuestos fenólicos libres) y los respectivos carbohidratos, sin conducir a la pérdida de compuestos fenólicos totales (Mejía et al. 2006). En la presente investigación se pudo comprobar que, debido al periodo de almacenamiento, en el ensayo Pc (II) el residual mostró cambios de textura y homogeneidad a lo largo del tiempo, por lo que se infiere que sufrió cambios similares a los descritos anteriormente.

En los ensayos discontinuos con la cáscara seca (Cs), ésta presentó un valor de rendimiento de metano de $153.33 \text{ NmL CH}_4/\text{g SV}$. Un aspecto a considerar es que la biodegradabilidad de estos residuales depende

de la estructura de los complejos lignocelulósicos que los forman. Algunos autores plantean que la celulosa resulta menos biodegradable e incluso refractaria cuando está incorporada en un complejo lignocelulósico (Taherzadeh y Karimi 2008). Janissen y Huynh (2018) afirman que la cáscara de café presenta un contenido de fibra total mayor que la pulpa de café (31.9 y 18.0-21.0 % en peso total, respectivamente). La caracterización del contenido de fibra de la cáscara seca de café que se empleó en esta investigación se muestra en el **cuadro I**. La literatura reporta para cáscara de café un contenido de celulosa de 36.58 %, de hemicelulosa de 23.72 % y de lignina de 17.5 % (Ulloa-Rojas et al. 2003). Respecto a la pulpa de café, Martorell et al. (2019) reportan contenido de lignina, celulosa y hemicelulosa de 16.5, 36.5, y 19.0 %, respectivamente. Esta información corrobora que ambos residuales presentan naturaleza similar. Aunque la composición química que reporta la literatura para la pulpa y la cáscara de café evidencia variaciones en algunos componentes de gran incidencia para procesos biológicos como la digestión anaerobia, cabe esperar valores de rendimiento de metano bajos con ambos residuales.

Resultados similares de rendimiento de metano se reportan cuando se tratan otros residuales de naturaleza lignocelulósica como la cáscara de arroz y la paja de maíz. Contreras et al. (2012) reportan para la paja de arroz y residuales del proceso de secado del arroz (con contenidos de lignina de 8.6 y 10.4 % ST, respectivamente) rendimientos similares a los encontrados para los residuales del presente estudio (226 y 168 NmL CH₄/g SV, respectivamente). Ahring et al. (2015) aseguran que sólo del 40 al 50 % del material lignocelulósico alimentado a los reactores es convertido a biogás, por lo que la fracción restante constituirá parte del efluente.

Se observaron diferencias en cuanto a la eliminación de sólidos volátiles durante los ensayos anaerobios. En el ensayo discontinuo Pc (I), la reducción en el contenido de sólidos volátiles fue de 35.82 ± 1.45 %, en tanto que en el ensayo Cs fue de 11.06 ± 0.68 %. Este resultado indica que la cáscara seca de café es menos biodegradable anaeróbicamente, lo cual se debe a su mayor contenido lignocelulósico. La estructura recalcitrante de los materiales lignocelulósicos y su composición heterogénea obstaculiza la accesibilidad de las enzimas a los carbohidratos, lo que limita la hidrólisis de estos materiales en los procesos de fermentación (Moreno et al. 2019). Según Gurrám et al. (2015), el 5 % del peso seco de la biomasa de la pulpa de café corresponde a carbohidratos solubles en agua, por lo que esta fracción no

requiere hidrólisis enzimática/ácida. No se verificó el porcentaje de reducción de sólidos volátiles en el ensayo Pc (II).

Se realizó un estudio de la cinética del proceso con el objetivo de obtener las constantes cinéticas aparentes en cada caso. Esta constante depende de la temperatura y la agitación del sistema (Contreras-Velázquez et al. 2012, Pagés-Díaz et al. 2013, Suárez et al. 2014), factores que en los tres ensayos fueron similares. No obstante, las diferencias en cuanto al tipo de sustrato analizado pudieron influir en que esta variable alcanzara valores de 0.17 ± 0.02, 0.39 ± 0.05 y 0.39 ± 0.01 d⁻¹ en los ensayos Pc (I), Pc (II) y Cs, respectivamente. Zhongfang et al. (2010) reportan valores de esta variable inferiores a los alcanzados en el presente trabajo (0.027 a 0.031 d⁻¹) en un estudio sobre la digestión de la paja de arroz, al emplear lodos adaptados y diferentes niveles de fosfato a una temperatura de digestión de 22 °C. Otro factor que influye en esta variable es la concentración de bacterias disponibles, de lo que se infiere que la calidad del lodo pudo influir en los resultados obtenidos. Como se refleja en la **figura 2**, los ensayos desarrollados con la pulpa presentaron una capacidad metanogénica similar, por lo que la diferencia resultante de la cinética entre ellos se asocia con transformaciones sufridas por el residual durante el tiempo y condiciones de almacenamiento.

Ensayos en régimen semicontinuo

Los sistemas se evaluaron durante el desarrollo de la biometanización de los residuales en régimen semicontinuo, tomando en cuenta el rendimiento de metano correspondiente a cada carga orgánica aplicada. Otra variable que se consideró para evaluar la respuesta del sistema ante las variaciones de cargas a las que se sometió fue la productividad de metano, que se define como la relación de la cantidad de metano producido por unidad de tiempo y volumen de trabajo activo del fermentador, y constituye un parámetro cinético que expresa la velocidad a la que se produce el gas de acuerdo con la capacidad volumétrica del reactor. Esto permite contrastar los resultados con los reportados por varios autores que emplean esta variable con el mismo fin. En el **cuadro III** se detalla el comportamiento de estas variables. Durante el transcurso de los ensayos también se realizó el análisis sistemático del efluente a través del pH y la relación AGV/CIT.

Ensayos semicontinuos Pc (I) y Pc (II)

La carga orgánica inicial a la que se suministró la pulpa fresca en el ensayo Pc (I) fue de 0.5 g SV/L d. Esta carga se mantuvo por 18 días, tiempo durante el

CUADRO III. COMPORTAMIENTO DE LAS VARIABLES RESPUESTAS Y RENDIMIENTO Y PRODUCTIVIDAD DE METANO, DURANTE EL DESARROLLO DE LOS ENSAYOS SEMICONTINUOS.

	Tiempo de operación (días)	COV (g SV/L d)	YCH ₄ (NmL CH ₄ /g SV)
Pc (I)	0-18	0.5	293.30 ± 164.17
	19-29	0.8	190.60 ± 38.09
	30-41	0.5	220.30 ± 56.64
	42-70	0.8	123.10 ± 46.90
	71-79	1.0	105.00 ± 34.45
Pc (II)	0-32	0.2	485.89 ± 220.27
	33-46	0.5	437.60 ± 224.84
	47-101	0.2	345.18 ± 215.93
Cs	0-24	0.5	85.20 ± 62.67
	31-38	0.2	147.62 ± 50.68
	39-55	0.5	82.00 ± 23.65
	56-73	0.8	108.00 ± 47.50

cual el pH se mantuvo alrededor de 7.2 ± 0.2 , lo cual indica la buena capacidad reguladora del potencial de hidrógeno del sistema (**Fig. 4**). El rendimiento de metano se mantuvo entre 170 y 340 NmL CH₄/g SV para un valor promedio de 293.3 NmL CH₄/g SV. Este valor se acerca al rendimiento que muestra el residual en el experimento discontinuo, por lo que al decimonoveno día de operación se decidió aumentar la carga volumétrica hasta 0.8 g SV/L d. Aunque el pH se mantuvo en valores cercanos a la neutralidad, durante los siguientes 11 días se observó

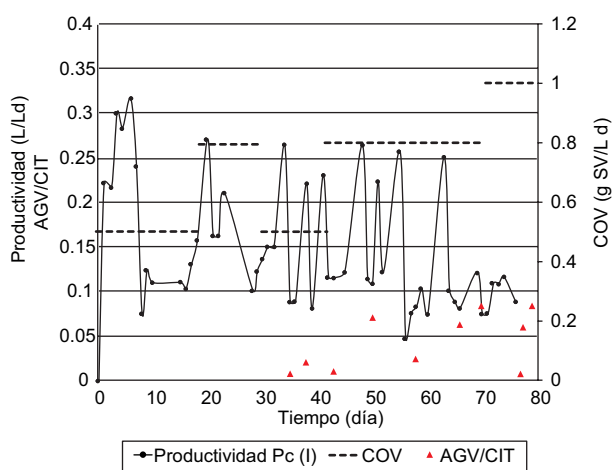


Fig. 4. Productividad de metano y relación AGV/CIT durante el ensayo semicontinuo anaerobio de Pc (I).

la disminución paulatina del rendimiento de metano hasta un promedio de 190.5 NmL CH₄/g SV, por lo cual se decidió disminuir la carga a 0.5 g SV/L d. Con esta estrategia el rendimiento de metano se recuperó e incrementó hasta 220 NmL CH₄/g SV, en promedio, durante los 12 días en que se aplicó esta carga. No obstante, al retomar la carga orgánica volumétrica de 0.8 g SV/L d en el día 49 de operación del reactor y posteriormente aumentarla hasta 1.0 g SV/L d, el rendimiento de metano disminuyó a un promedio de 123 mLCH₄/gSV y finalmente decayó, registrándose los valores más bajos del experimento (105 NmL CH₄/g SV). Durante este último periodo se observó que el pH tuvo una mayor sensibilidad a la carga aplicada, pero se mantuvo entre los límites permisibles para un buen desarrollo del proceso de fermentación anaerobia.

La relación AGV/CIT se mantuvo siempre en valores inferiores a 0.3. El intervalo apropiado para esta relación se encuentra entre 0.3 y 0.4 (Lossie y Pütz 2009), por lo que se puede afirmar que el sistema admite el aumento de la carga orgánica volumétrica sin riesgo de acidificación para el medio anaerobio.

Al tener en cuenta los resultados obtenidos para la pulpa fresca, se decidió cambiar la estrategia de alimentación en el ensayo Pc (II). En este caso la carga orgánica volumétrica inicial fue de 0.2 g SV/L d. Durante los 32 días en que se aplicó esta carga se observaron valores de rendimiento de metano de alrededor de 485.89 ± 220 NmL CH₄/g SV, lo que denota gran fluctuación en esta variable. En la **figura 5** se observa que en este mismo periodo el pH y la productividad de metano se mantuvieron estables

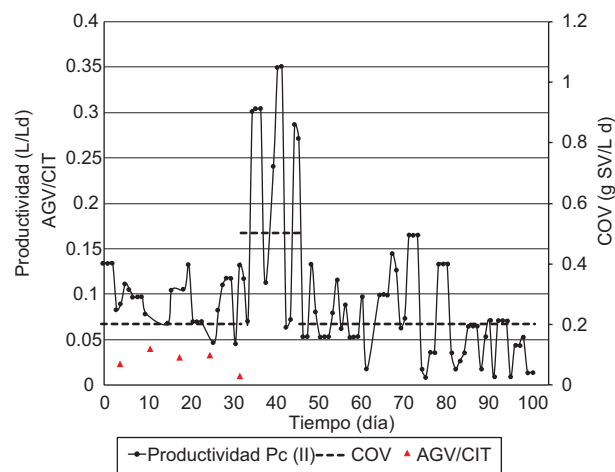


Fig. 5. Productividad de metano y relación AGV/CIT durante el ensayo semicontinuo anaerobio de Pc (II)

y la relación AGV/CIT baja, por lo que se decidió aumentar la carga a 0.5 g SV/L d. Con la nueva carga se produjo un aumento notable en el rendimiento de metano (437.60 ± 224.84 NmL CH₄/g SV), pero se evidenciaron fluctuaciones de la productividad y rendimiento. Al retornar la carga orgánica volumétrica de 0.2 g SV/L d se logró cierta estabilidad, pero debido al continuo descenso del rendimiento de metano, se consideró inoportuno aumentar la carga. De igual forma, al operar reactores anaerobios con residuales similares en condiciones mesofílicas, y a pesar de la baja tasa volumétrica de carga aplicada, Ikbal et al. (1994) no lograron obtener un desempeño estable del sistema en cuanto al rendimiento de metano.

En el transcurso de ambos ensayos semicontinuos se alcanzaron puntualmente rendimientos de metano elevados en comparación con los alcanzados en la experimentación en discontinuo. Esto puede deberse a la diferencia de sistema con que se trabajó y a la adaptación del medio al residual, lo que permite que exista una mejor expresión del rendimiento de metano, cuyo promedio obtenido a lo largo de los 100 días de ensayo con la pulpa de café que se mantuvo congelada fue de 444 NmL CH₄/g SV. Puntualmente se obtuvieron valores de rendimiento de metano de 800 NmL CH₄/g SV. Este valor es tan elevado como el obtenido por Calzada et al. (1984), quienes reportaron rendimientos de 416 a 890 NmL CH₄/g SV al emplear residuos sólidos del procesamiento de café instantáneo con alto contenido de grano. Houbron et al. (2003) también emplearon pulpa de café en ensayos anaerobios continuos y reportaron rendimientos de 340 NmL CH₄/g SV. Con relación a la productividad, se observó mayor estabilidad en el ensayo con el Pc II. No obstante, los valores alcanzados en ambos experimentos son inferiores a los reportados por Calzada et al. (1981), quienes al tratar pulpa fresca con excreta obtuvieron productividades en el intervalo de 0.5 a 1.1 L/L d. Los valores de la relación AGV/CIT determinados en ambos ensayos mantuvieron un comportamiento similar, sin mostrar relevancia para el control del proceso.

Ensayo semicontinuo Cs

La operación del reactor se inició con una carga orgánica volumétrica de 0.5 g SV/L d (Fig. 6). Durante los 10 primeros días de operación ocurrió el incremento paulatino del rendimiento de metano que en este periodo llegó hasta los 252.91 NmL CH₄/g SV, pero al cabo de este tiempo comenzaron a declinar los valores de esta variable, así como la productividad de metano y se registraron valores tan bajos como 16.24 NmL CH₄/g SV y 0.01 L/L d, respectivamente,

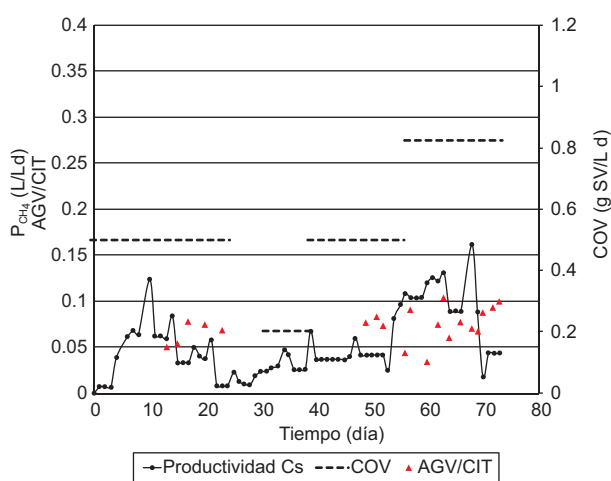


Fig. 6. Productividad de metano y relación AGV/CIT durante el ensayo semicontinuo anaerobio de Cs.

en el día de operación 24. En correspondencia con los valores más bajos de pH alcanzados en este periodo, se registraron valores más elevados de la relación AGV/CIT, lo que podría evidencia una dificultad del sistema para proveer capacidad de amortiguamiento. Sin embargo, ninguno de los dos parámetros se alejó del comportamiento que reporta la literatura como adecuado para el buen funcionamiento de sistemas anaerobios. Los bajos rendimientos de metano y productividad en este periodo se asociaron con la posible acumulación de componentes tóxicos durante la biodegradación, lo cual reafirma que los parámetros de control pH y relación AGV/CIT no son suficientes para regular el proceso.

Se decidió interrumpir la alimentación al sistema y retomar su operación con una carga de 0.2 g SV/L d, cinco días después. Esta estrategia promovió la recuperación del sistema y se observó mayor estabilidad en cuanto al rendimiento de metano que, en promedio, se mantuvo sobre 147.62 ± 50.68 NmL CH₄/g SV. Se decidió aumentar nuevamente la carga hasta 0.5 g SV/L d. El comportamiento del sistema fue similar a la primera vez que se aplicó esta carga y nuevamente se registraron bajos valores de rendimiento de metano para un promedio de 82 NmL CH₄/g SV. Al aumentar la carga hasta 0.8 g SV/L d se registró un valor promedio de 108 NmL CH₄/g SV, pero no se observaron mejoras en cuanto a la estabilidad de los parámetros evaluados.

Durante los ensayos semicontinuos se aplicaron cargas orgánicas volumétricas inferiores respecto a las que puede asimilar este tipo de sistema, según los resultados descritos anteriormente. Se constató

siempre el mismo comportamiento de inestabilidad en el rendimiento y productividad de metano cuando se incrementó la carga orgánica volumétrica en los sistemas. Álvarez y Lidén (2008) operaron reactores anaerobios completamente mezclados con régimen semicontinuo, a temperatura de trabajo mesofílica (37 °C) para el tratamiento de residuales de frutas y vegetales, con 93.4 % de sólidos volátiles. Verificaron el incremento del rendimiento de metano desde 140 hasta 340 NmL CH₄/g SV cuando la carga orgánica volumétrica aplicada fue de 0.14 a 1.31 g SV/L d; pero al incrementar la carga hasta 3.8 g SV/L d ocurrió la disminución del rendimiento (120 NmL CH₄/g SV) y la reducción de sólidos volátiles y pH, lo que indicó una sobrecarga en el sistema o insuficiente capacidad de amortiguamiento.

En esta investigación, los valores bajos de la relación AGV/CIT, así como la estabilidad del pH sin necesidad de adicionar reactivos para su ajuste en ningún caso bajo estudio, sugieren que la carga orgánica podría ser mayor sin dar lugar a la posibilidad del fallo de los sistemas debido a la acumulación de AGV. Esto no concuerda con lo planteado por Dinsdale et al. (1996), quienes aseveraron que no fue posible establecer la digestión estable por más de 50 días sin que ocurriera la acumulación de ácidos grasos volátiles en los sistemas. Según Houbbron et al. (2003), la concentración de sólidos de la pulpa de café fue una seria limitación para la alimentación continua de reactores. Como resultado obtuvieron efluentes acidificados, con alta concentración de AGV, lo que potencialmente puede ocasionar la inhibición bacteriana.

Una posible causa es el defecto de nutrientes en los sistemas, así como la inadecuada relación C/N. La caracterización de la pulpa de café realizada por Corro et al. (2013) corrobora su alto contenido de carbono y el déficit de nitrógeno (45.2 y 0.8 %, respectivamente, para una relación C/N de 57.2). También Pujol et al. (2013) reportaron alto contenido de carbono (>58 %) en contraste con el bajo contenido de nitrógeno (< 2 %) en muestras de borra de café. Una caracterización realizada por Qiao et al. (2013) muestra que los residuales sólidos de café, específicamente de los granos de café, contienen bajos niveles de elementos trazas como Mg²⁺, Ca²⁺, Mn²⁺, Fe²⁺, Ni²⁺, Cu²⁺ y Mo²⁺, deficiencias que dificultan los procesos fermentativos. En dicho estudio, tras 82 días de operación del reactor anaerobio de membrana sumergida, fue necesario detener la alimentación y adicionar micronutrientes al sistema, así como ajustar el pH para recuperarlo. Dinsdale et al. (1996) lograron operar un reactor completamente mezclado con régimen mesofílico al aplicar

una carga de 1.3 g DQO/L d y emplear un inóculo sustraído de una planta piloto para el tratamiento de residuales de café, además de complementar la alimentación con Ca(OH)₂, nitrógeno, fósforo y micronutrientes.

En concordancia a los resultados del presente trabajo, se considera que el fallo de los sistemas es la acumulación de sustancias tóxicas para la digestión anaerobia. Según la literatura consultada, los residuales sólidos del café contienen sustancias con un posible efecto antifisiológico como cafeína, ácido caféico, fenoles libres y polifenoles. Estos compuestos disminuyen la eficiencia de los procesos biológicos y limitan el empleo a gran escala de los residuales cafetaleros (Selvankumar et al. 2017). En los sistemas semicontinuos parte del sustrato se sedimentó, aunque la agitación del medio fue continua. Esta acumulación de sólidos en el reactor pudo favorecer la acumulación de las sustancias tóxicas antes descritas. Este fenómeno fue descrito por Houbbron et al. (2008), quienes al emplear pulpa de café en ensayos anaerobios reportaron la presencia de gran cantidad de fibra en los reactores al finalizar cada experimento.

CONCLUSIONES

En los ensayos discontinuos con régimen térmico mesofílico la pulpa de café fresca presentó un potencial de metano de 259.80 NmL CH₄/g SV, mientras que la cáscara seca alcanzó un rendimiento de 153.33 NmL CH₄/g SV. Aunque el experimento no fue diseñado para determinar la influencia del tiempo y las condiciones de almacenamiento de los residuales en el rendimiento de metano, se constató el descenso del rendimiento de metano de la pulpa de café en un 50 % tras un año de almacenamiento. Los resultados de los ensayos semicontinuos con ambos residuales, en régimen de temperatura mesofílico, indican que al aplicar cargas orgánicas volumétricas superiores a 0.5 g SV/L d aumenta la inestabilidad de los sistemas, expresada fundamentalmente en el descenso de los valores de rendimiento, debido básicamente a la presencia de inhibidores en la composición de dichos residuos.

REFERENCIAS

- Ahring B., Biswas R., Ahamed A., Teller P. y Uellendahl H. (2015). Making lignin accessible for anaerobic digestion by wet-explosion pretreatment. *Bioresource Technol.* 175, 182-188. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.082>

- Álvarez R. y Lidén G. (2008). Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. *Renew. Energ.* 33, 726-734. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2007.05.001>
- APHA (2012). Standard methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. American Public Health Association, Washington, EUA, 1360 pp.
- ASTM (1985). ASTM D1103-77. Method of test for alpha-cellulose in wood. Withdrawn. ASTM International, West Conshohocken, EUA.
- ASTM (2013). ASTM D1106-96. Standard test method for acid-insoluble lignin in wood. ASTM International, West Conshohocken, EUA, 2 pp.
- Calzada J., Porres E., Yurrita A., Arriola M., Micheo F., Rolz C. y Menchu J. (1981). Biogas from coffee pulp. *Biotechnol. Lett.* 3 (12), 713-716. <https://doi.org/10.1007/BF00134849>
- Calzada J., Porres E., Yurrita A., Arriola M., Micheo F., Rolz C. y Menchu J. (1984). Biogas production from coffee pulp juice: one- and two-phase systems. *Agr. Wastes* 9, 217-230. [https://doi.org/10.1016/0141-4607\(84\)90081-7](https://doi.org/10.1016/0141-4607(84)90081-7)
- Chala B., Oechsner H., Fritz T., Latif S., Müller J. (2018). Increasing the loading rate of continuous stirred tank reactor for coffee husk and pulp: Effect of trace elements supplement. *Eng. Life Sci.* 18, 551-561. <https://doi.org/10.1002/elsc.201700168>
- Contreras L.M., Schelle H., Sebrango C.R. y Pereda I. (2012). Methane potential and biodegradability of rice straw, rice husk and rice residues from the drying process. *Water Sci. Technol.* 65 (6), 1142-1149. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.951>
- Contreras-Velázquez L., Pereda-Reyes I. y Romero-Romero O. (2012). Aprovechamiento energético de residuos arroceros por bio-conversión. Caso de estudio Cuba. *Energía y Sostenibilidad* 1 (1), 1-11. <https://doi.org/10.6036/ES1010>
- Corro G., Paniagua L., Pal U., Bañuelos F. y Rosas M. (2013). Generation of biogas from coffee-pulp and cow-dung co-digestion: Infrared studies of postcombustion emissions. *Energ. Convers. Manage.* 74, 471-481. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.07.017>
- Dinsdale R., Hawkes F. y Hawkes D. (1996). The mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of coffee waste containing coffee grounds. *Water Res.* 30, 371-377. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00157-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00157-3)
- González-Ríos O., Suárez-Quiroz M., Boulanger, R., Barel M., Guyot B., Joseph-Pierre G. y Schorr-Galindo S. (2007). Impact of “ecological” post-harvest processing on the volatile fraction of coffee beans: Green coffee. *J. Food Compos. Anal.* 20, 289-296. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2006.07.009>
- Gurram R., al-Shannag M., Knapp S., Das T., Singaas E. y Alkasrawiet M. (2015). Technical possibilities of bioethanol production from coffee pulp: A renewable feedstock. *Clean Technol. Envir.* 18 (1): 269-278. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-1015-9>
- Houbron E., Larrinaga A. y Rustrían E. (2003). Liquefaction and methanization of solid and liquid coffee wastes by two phase anaerobic digestion process. *Water Sci. Technol.* 48, 255-262. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0410>
- Houbron E., González-López G., Cano-Lozano V. y Rustrían E. (2008). Hydraulic retention time impact of treated recirculated leachate on the hydrolytic kinetic rate of coffee pulp in an acidogenic reactor. *Water Sci. Technol.* 58 (7), 1415-1421. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.492>
- OIC (2019). Informe de mercado de café. Organización Internacional del Café [en línea]. <http://www.ico.org/documents/cy2018-19/cmr-0319-c.pdf> 04/03/2019
- Ikkal, Kida K. y Sonoda Y. (1994). Liquefaction and gasification during anaerobic digestion of liquefaction and gasification during anaerobic digestion of slurry-state liquefaction. *J. Ferment. Bioeng.* 77 (1), 85-89. [https://doi.org/10.1016/0922-338X\(94\)90214-3](https://doi.org/10.1016/0922-338X(94)90214-3)
- Janissen B. y Huynh T. (2018). Chemical composition and value-adding applications of coffee industry byproducts: A review. *Resour. Conserv. Recy.* 128, 110-117. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.001>
- Jung K., Kim D., Lee M. y Shin H. (2012). Two-stage UASB reactor converting coffee drink manufacturing wastewater to hydrogen and methane. *Int. J. Hydrogen Energ.* 37, 7473-7481. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.01.150>
- Kivaisi A.K. (2002). Pretreatment of Robusta coffee hulls and co-digestion whit cow dung for enhanced anaerobic digestion. *Tanz. J. Sci.* 28 (2), 1-10. <https://doi.org/10.4314/tjs.v28i2.18349>
- Kourmentza C, Economou C.N, Tsafarakidou P. y Kornaros M. (2018). Spent coffee grounds make much more than waste: exploring recent advances and future exploitation strategies for the valorization of an emerging food waste stream. *J. Clean Prod.* 172, 980-992. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.088>
- Lossie U. y Pütz P. (2009). Targeted control of biogas plants with the help of FOS/TAC: Practice report. Mechelen, Germany.
- Martorell K., Gómez-Salcedo Y., Santander Y., Catagua D., Dustet J. y Pereda-Reyes I. (2019). Effect of alkaline pre-treatment on the anaerobic biodegradability of coffee husk. *Rev. Fac. Ing. Univ. Ant.* 92, 36-41. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.20190516>
- Mejía L., Narváez C. y Restrepo L. (2006). Cambios físicos, químicos y sensoriales durante el almacenamiento congelado de la pulpa de arazá (*Eugenia stipitata* Mc. Vaugh). *Agromonía Colombiana* 24 (1), 87-95.

- Moreno A.D., Tomas-Pejó E., Ballesteros M. y Negro M.J. (2019). Pretreatment technologies for lignocellulosic biomass deconstruction within a biorefinery perspective. En: *Biofuels: Alternative feedstocks and conversion processes for the production of liquid and gaseous biofuels* (Pandey A., Larroche C., Dussap C.G., Gnansounou E., Khanal S.K. y Ricke S., Ed.). Elsevier, Cambridge, EUA, 379-399. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816856-1.00016-6>
- Neves L., Oliveira R. y Alves M. (2006). Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste Manage.* 26, 176-181. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.022>
- ONEI (2017). Panorama ambiental. Cuba 2017. Oficina Nacional de Estadística e Información, Cuba [en línea]. http://www.onei.gob.cu/node/13852_20/09/2019.
- Pagés-Díaz J., Sárvári-Horváth I., Pérez-Olmo J. y Pereda-Reyes I. (2013). Co-digestion of bovine slaughterhouse wastes, cow manure, various crops, and municipal solid waste at thermophilic conditions: a comparison with specific case running at mesophilic conditions. *Water Sci. Technol.* 67 (5), 989-995. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.647>
- Pandey A., Soccol C., Nigam P., Brand D., Mohan R. y Roussos S. (2000). Biotechnological potential of coffee pulp and coffee husk for bioprocesses. *Biochem. Eng. J.* 6 (2), 153-162. [https://doi.org/10.1016/S1369-703X\(00\)00084-X](https://doi.org/10.1016/S1369-703X(00)00084-X)
- Pesheva D., Mitev D., Peevac L. y Peeva G. (2018). Valorization of spent coffee grounds: A new approach. *Sep. Purif. Technol.* 192, 271-277. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.10.021>
- Puebla Y., Pérez S., Hernández J. y Renedo V. (2013). Performance of a UASB reactor treating coffee wet wastewater. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 22 (3), 35-41.
- Puebla Y., Pérez S., Hernández J. y Renedo V. (2014). Two-phase anaerobic digestion of coffee wet wastewater: Effect of recycle on anaerobic process performance. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 23 (1), 25-31.
- Pujol D., Liua C., Gominhoc J., Olivellab M., Fiola N., Villaescusa I. y Pereira H. (2013). The chemical composition of exhausted coffee waste. *Ind. Crop Prod.* 50, 423-429. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.07.056>
- Qiao W., Takayanagi K., Shofie M., Niu Q., Yu H. y Li 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 Technol.* 150, 249-258. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.002>
- Rojas-Sossa J.P., Murillo-Roos M., Uribe L., Uribe-Lorio L., Marsh T., Larsen N., Chen R., Miranda A., Solís K., Rodríguez W., Kirk D. y Liao W. (2017). Effects of coffee processing residues on anaerobic microorganisms and corresponding digestion performance. *Bioresource Technol.* 245, 714-723. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.098>
- Rossmann M., Teixeira de Matosa A., Carneiro E., Fonseca F. y Carraro A. (2012). Performance of constructed wetlands in the treatment of aerated coffee processing wastewater: Removal of nutrients and phenolic compounds. *Ecol. Eng.* 49, 264-269. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.017>
- Sánchez-Reyes C., Patiño-Iglesias M., Alcántara-Flores J., Reyes-Ortega Y., Pérez-Cruz M. y Ortiz-Muñoz E. (2016). Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 32 (2), 191-198. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.05>
- Sarabia M.A., Laines J.R., Sosa J.A. y Escalante E. (2017). Producción de biogás mediante codigestión anaerobia de excretas de borrego y rumen adicionadas con lodos procedentes de una planta de aguas residuales. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 33 (1), 109-116. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.10>
- Selvankumar T., Sudhakar C., Govindaraju M., Selvam K., Aroulmoji V., Sivakumar N. y Govarthanam M. (2017). Process optimization of biogas energy production from cow dung with alkali pre-treated coffee pulp. *3 Biotech* 7, 254. <https://doi.org/10.1007/s13205-017-0884-5>
- Shemekite F., Gómez-Brandón M., Franke-Whittle I., Praehauser B., Insam H. y Assefa F. (2014). Coffee husk composting: an investigation of the process using molecular and non-molecular tools. *Waste Manage.* 34, 642-652. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.010>
- Suárez A., Nielsen K., Köhler S., Merencio D. y Pereda-Reyes I. (2014). Enhancement of anaerobic digestion of microcrystalline cellulose (mcc) using natural micronutrient sources. *Braz. J. Chem. Eng.* 31, 393-401. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20140312s00002689>
- Taherzadeh M. y Karimi K. (2008). Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: A review. *Int. J. Mol. Sci.* 9, 1621-1651. <https://doi.org/10.3390/ijms9091621>
- Ulloa-Rojas J., Verreth J., Amato S. y Huisman E. (2003). Biological treatments affect the chemical composition of coffee pulp. *Bioresource Technol.* 89, 267-274. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00070-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00070-1)
- VDI (2006). VDI-4630. Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Verein Deutscher Ingenieure, Dusseldorf, Alemania.

Zhao H., Jiao W., Cui K., Fan X., Shu C., Zhang W., Cao J., Jiang W. (2019). Near-freezing temperature storage enhances chilling tolerance in nectarine fruit through its regulation of soluble sugars and energy metabolism. *Food Chem.* 289, 426-435. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.03.088>

Zhongfang L., Jiayi C. y Zhenya Z. (2010). Methane production from rice straw with acclimated anaerobic sludge: effect of phosphate supplementation. *Bioresource Technol.* 101, 4343-4348. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.083>