



# REVISTA RedBioLAC

**QUINTA EDICIÓN | 2021**

Estudios de caso, artículos originales en temas relacionados a la digestión Anaeróbica en Latinoamérica y el Caribe

[www.revistaredbiolac.org](http://www.revistaredbiolac.org)

## ÍNDICE

03 | Editorial

## ESTUDIOS DE CASO

- 04 | Efecto del diseño bioclimático sobre el comportamiento térmico: caso de estudio dos digestores operando bajo condiciones psicofílicas
- 09 | Valorización energética de macroalgas marinas y residuos pesqueros y de vegetales como sustrato de codigestión anaerobia en la Bahía de Pucusana, Lima-Perú
- 15 | Biodigestor de Cúpula móvil: Empleo del biogás y de los efluentes sólidos y líquidos en el Patio agroecológico familiar “La Luz”
- 20 | Experiencias y perspectivas de un grupo de investigación aplicada en formación trabajando con biogás en Rafaela, Argentina
- 35 | Uso de proceso micro aireación para reducir concentración de H<sub>2</sub>S en biodigestores tubulares de geomembrana
- 41 | Estudio de la simulación hidrodinámica de un biodigestor doméstico de tipo tubular
- 48 | Avaliação das Lagoas de Alta Taxa pós-tratando esgoto doméstico de reatores UASB em vistas à qualidade do efluente e codigestão anaeróbia
- 55 | Obtención de biogás a partir de efluentes porcinos como alternativa de mitigación de emisiones
- 60 | Efecto de la aplicación de biol producido a partir de estiércol bovino en las propiedades de un suelo dedicado a la producción de forraje

## ARTÍCULO CORTO

- 25 | ¿Qué están revelando los efluentes de biodigestión de residuos sólidos orgánicos domésticos?

## ARTÍCULOS LARGOS

- 39 | Aprovechamiento energético de residuos orgánicos de fincas cafeteras en el departamento del Tolima, Colombia
- 66 | Implicancias del tipo de estiércol en la calidad microbiológica del biol
- 71 | Efecto del rendimiento de biogás con la adición de *Hylocereus undatus* a las aguas residuales porcinas como sustrato básico
- 77 | Producción de biogás de híbridos de sorgo forrajeros fotosensitivos y sileros que difieren en la presencia de mutaciones *bmr*
- 82 | Codigestão de efluentes agropecuários em uma usina de biogás

## Consejo Directivo

Virginia Marchisio (Argentina)  
Mariano Butti (Argentina)  
Adrián Sandí (Costa Rica)  
Ricardo Steinmetz (Brasil)  
Guillermo Zinola (Uruguay)  
Luis Cepero (Cuba)

## Consejo Honorario

Lylian Rodríguez (Colombia)  
Leidiane Mariani (Brasil)  
Alex Eaton (México)  
Lucas Gallo (Argentina)  
Jaime Martí (Ecuador)  
Joaquín Viquez (Costa Rica)

## Equipo Coordinador

### Coordinación Contenido Técnico

Yudtanduly Acuña M (Colombia)  
[yudta@redbiolac.org](mailto:yudta@redbiolac.org)

### Coordinación Interinstitucional

Gloria Pedraza (Colombia)  
[gloria@redbiolac.org](mailto:gloria@redbiolac.org)

### Coordinación Comunicaciones

Andressa Pereira (Brasil)  
[andressa@redbiolac.org](mailto:andressa@redbiolac.org)

### Coordinación Wikiblog

José Nicolás Martín (Argentina)  
[nicolas@redbiolac.org](mailto:nicolas@redbiolac.org)

### Coordinación - Libro

Mariela Pino (Chile)  
[mariela@redbiolac.org](mailto:mariela@redbiolac.org)

### Coordinación de Eventos y Fundraising

Fernando Acosta Bedoya (Perú)  
[fernando@redbiolac.org](mailto:fernando@redbiolac.org)

## [www.redbiolac.org](http://www.redbiolac.org)

### Editores quinta edición

Nicolás Martín, Mariela Pino,  
Yudtanduly Acuña, Diana Fajardo,  
Natalia Rojas, Santiago Gutierrez

### Registro

Referencia: Revista RedBioLAC,  
Quinta Edición, 2021. Publicación  
anual. Red de Biodigestores para  
Latinoamérica y el Caribe  
ISSN: 2393-7394 - Formato físico  
ISSN: 2393-7408 - Formato digital

### Imagen de tapa

Extraída del Artículo Biodigestor de  
Cúpula móvil: Empleo del biogás y  
de los efluentes sólidos y líquidos en el  
Patio agroecológico familiar “La Luz”,  
publicado en esta edición.

### Revisión y edición

Martha Cecilia Matiz Castro  
Emma Johanna García Merchán  
[edicionrevisión@gmail.com](mailto:edicionrevisión@gmail.com)

### Diseño gráfico

Jeneth Samira Sánchez Rodríguez  
[jenethsamira@gmail.com](mailto:jenethsamira@gmail.com)

y sus partes citando  
esta publicación y a la  
*RedBioLAC*.

El espacio publicitario es  
con fines de financiar la  
impresión de la Revista y no  
implica que la *RedBioLAC*  
promueva las marcas o  
tecnologías publicitadas.

El contenido de los  
trabajos publicados es de  
responsabilidad de sus  
autores.

*Esta revista ha  
recibido el apoyo de*



green empowerment

Village Solutions for Global Change since 1997



[www.wisions.net](http://www.wisions.net)

## Editorial

En esta quinta edición de la revista de la red, nos complace continuar fortaleciendo esta herramienta de comunicación para la comunidad que trabaja en digestión anaerobia en América Latina, en esta ocasión la revista recopila trabajos en gran variedad de temas.

En la edición anterior la novedad fue poder recibir trabajos, en un contexto de pandemia que nos puso a todos en momentos muy difíciles y de mucha incertidumbre. Aunque actualmente seguimos en adaptación y en pandemia, por lo cual, queremos destacar el interés que siguió despertándose en la comunidad para el envío de trabajos, así como el compromiso de todos los colegas por continuar intercambiando y nutriendo a la revista de documentación desde toda la región, y por supuesto la continuidad de artículos y casos de estudio de muy buena calidad. Agradecemos a todos los miembros que están como apoyo al proceso editorial ya que ha sido un trabajo en conjunto que sigue fortaleciéndose y que permite cada día aumentar la calidad de la revista.

Este año continuamos con el apoyo de la herramienta digital al proceso de selección y edición, agradecemos a todos aquellos evaluadores que velaron por la calidad de los trabajos a seleccionar, brindando paciencia extra en el proceso. Recibimos 49 trabajos en total, de los cuales 15 serán publicados luego de un arduo trabajo de evaluación conjunta, esto demuestra que a nivel académico y de investigación tecnológica, empírica, público y privado hay mucho desarrollándose en terreno, en laboratorio, en búsqueda de soluciones para los pequeños y medianos productores, en el manejo de residuos, y cada vez son más las personas que buscan aportar y contribuir al uso y aprovechamiento de la digestión anaeróbica (DA), en las variadas escalas que se necesitan para lograr cambios.

En esta edición les presentamos 4 estudios de caso y 10 artículos, en ocho áreas temáticas que van desde la aplicación del digestato, biol o efluente: con trabajos relacionados con la determinación del efecto de la aplicación del biol sobre las propiedades de un suelo dedicado a la producción de forraje en Colombia así como, la determinación del rol de los microorganismos en el biol en Perú; se destacan también el área de modelación que ha tenido un particular interés este año por parte de la comunidad; uso, tratamiento y aprovechamiento del biogás y experiencias comunitarias, ratificando una vez más la versatilidad de los biodigestores y el impacto positivo que ofrecen y que aún debemos explotar.

Todos podemos sumarnos a esta misión, los invitamos a leer conscientemente los artículos y estudios de caso; así mismo, también a sumarse a colaborar en red para alcanzar mejores resultados y a aprovechar de compartir información para su difusión y su utilización en nuestro entorno cercano, con la familia y amigos, todos podemos hacer algo desde nuestro día a día.

Finalmente quisiéramos comunicar a la comunidad en general que la revista a partir del 2022, tendrá dos ediciones en el año, por lo cual en la última semana de enero se inicia con la recepción de trabajos a publicar en la 6 edición, ya que esta será publicada el 1 de julio de 2022.

---

*Agradecimientos a todos los académicos y expertos que este año colaboraron en la evaluación de los trabajos recibidos*

## Editores



Yudtanduly Acuña - Colombia



Diana Fajardo - Colombia



Mariela Pino - Chile



José Nicolás Martín - Argentina



Natalia Rojas - Colombia



Santiago Rodríguez - México

# Efecto del diseño bioclimático sobre el comportamiento térmico: caso de estudio dos digestores operando bajo condiciones psicrófilicas

Estudio de caso



Juan Guillermo Jaramillo Arango\*; Paula Rodríguez Cortés; Jaime Jaimes-Estévez; Liliana Castro Molano; Humberto Escalante Hernández

Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales, Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Colombia

\*ingjaramillo1108@gmail.com

## Resumen

En las zonas frías y apartadas del país se ha venido implementando la digestión anaeróbica para suplir la escasez de combustible. Como alternativa para mejorar las condiciones térmicas del bioproceso se han instalado invernaderos, pero su efectividad no se ha concretado cuantitativamente. Este caso de estudio da una descripción termodinámica de los flujos de calor en dos biodigestores de bajo costo (BDGs), el primero (BDG-1) con un invernadero, el segundo (BDG-2) expuesto al ambiente. El lodo del BDG-1 aumentó 1,4 °C respecto de la temperatura del suelo. El lodo del BDG-2 permaneció en equilibrio con el suelo. Se evidenció que gran parte del calor que llega al lodo pasa al suelo (99 % BDG-1, 73 % BDG-2). Se encontró que la condición térmica del lodo es afectada por la cantidad de superficie, pero es independiente de las condiciones ambientales.

### Palabras clave:

Comportamiento térmico; Digestión anaeróbica; Invernadero; Psicofilia; Temperatura de digerido.

## Effect of bioclimatic design on thermal behavior: case study of two digesters operating under psychrophilic conditions

### Abstract

Anaerobic digestion has been implemented in the cold and remote areas of the country to meet fuel shortages. As an alternative to improve the thermal conditions of the bioprocess, greenhouses have been installed, but their effectiveness has not been quantitatively specified. This case study gives a thermodynamic description of the heat fluxes in two BDGs, the first (BDG-1) with a greenhouse, the second (BDG-2) exposed to the environment. The BDG-1 mud increased 1.4 °C with respect to the soil temperature. The BDG-2 mud remained in equilibrium with the ground. It was evidenced that a large part of the heat that reaches the mud passes to the ground (99 % BDG-1, 73 % BDG-2). It was found that the thermal condition of the mud is affected by the amount of surface, but it is independent of the environmental conditions.

### Keywords:

Anaerobic digestion; Digestate temperature; Greenhouse; Psychrophilia; Thermal performance.

**Forma de citar:** Jaramillo Arango, J. G., Rodríguez Cortés, P., Jaimes-Estévez, J., Castro Molano, L., y Escalante Hernández, H. Efecto del diseño bioclimático sobre el comportamiento térmico: caso de estudio dos digestores operando bajo condiciones psicrófilicas. RedBioLAC, 5, 4-8.

## Introducción

En Colombia, en los últimos años se ha difundido la implementación de biodigestores de bajo costo (BDGs) para suplir la demanda energética en zonas rurales mediante digestión anaeróbica (DA). La DA es afectada significativamente por la temperatura; de manera que las condiciones mesofílicas (25 a 42 °C) favorecen la velocidad de producción y calidad del biogás. Por el contrario, condiciones de temperatura en el rango psicrófilico ( $T < 25$  °C) afectan negativamente el bioproceso (Dev *et al.*, 2019).

A nivel rural, en climas fríos, se ha popularizado el uso de invernaderos como una alternativa para mejorar las condiciones térmicas del proceso anaerobio. Garfí *et al.*, (2011) recomiendan el uso del invernadero como un medio protector externo de las pequeñas y medianas plantas de biogás, pero no han concretado cuantitativamente su

efectividad para contrarrestar el efecto térmico en zonas de temperaturas bajas.

Por lo anterior, el objetivo de este caso de estudio fue comparar la transferencia de calor a partir de condiciones reales, de dos BDGs bajo ambientes psicrófilicos, con diseños bioclimáticos diferentes. El primero, BDG-1, protegido por un invernadero; el segundo, BDG-2, expuesto al ambiente. Ninguno de los digestores fue aislado térmicamente del suelo. El análisis de este caso de estudio permite cuantificar los flujos de calor en BDGs con diseños bioclimáticos diferentes.

## Descripción del caso

Se evaluó el comportamiento térmico de dos BDG instalados en climas fríos. En la **Tabla 1** se presentan las características de los digestores de este caso de estudio.

**Tabla 1 |** Características BDGs.

Parámetro	BDG-1*	BDG-2
Ubicación	Güicán-Boyacá (6°27'45.0"N 72°24'43.0"O)	Cáchira-Norte de Santander (7°44'7.0"N 73°3'6.0"O)
Altitud [m.s.n.m.]	2963	1882
Temperatura ambiente [°C]	16,6 ± 6.0	17,8 ± 3,1
TRH [d]	35	75
Volumen de operación [m <sup>3</sup> ]	101,0	5,2
Caudal [m <sup>3</sup> /d]	4,16	0,07
Alimento (sustrato)	Estiércol Porcino y agua (1:6)	Estiércol Bovino y agua (1:3)
Diseño bioclimático	Invernadero de plástico	Sin invernadero
Material del BDG	Polipropileno transparente	Geomembrana oscura
Año de instalación	2013	2019
Uso del biogás	Lámparas de calor	Cocción de alimentos

\*El BDG-1 fue diseñado e instalado directamente por los propietarios de la granja.

Para la descripción de los flujos de calor que se intercambian en los BDGs, se utilizó un modelo unidimensional para climas fríos (Perrigault *et al.*, 2012). Para el desarrollo del modelo, se determinaron los perfiles horarios de irradiancia (*Irr*) según metodología de Duffie y Beckman (2013) y los valores reportados en el atlas de radiación solar, ultravioleta y ozono de Colombia (Benavides *et al.*, 2017). Se realizó el registro horario de la temperatura ambiente ( $T_{amb}$ ), la temperatura del invernadero ( $T_{ai}$ ), la temperatura del lodo en el volumen de operación ( $T_L$ ) y la temperatura del suelo ( $T_s$ ) durante 13 semanas (2160 horas de seguimiento). Para el presente caso de estudio se seleccionó un día representativo (condiciones climáticas promedio de cada lugar) respecto del comportamiento de toda la serie de datos. Para el registro de las temperaturas se instalaron sensores (dataloggers HOBO Pendant®) como se muestra en la **Figura 1**. Las suposiciones del modelo y las ecuaciones utilizadas son las reportadas por Perrigault *et al.*, (2012).

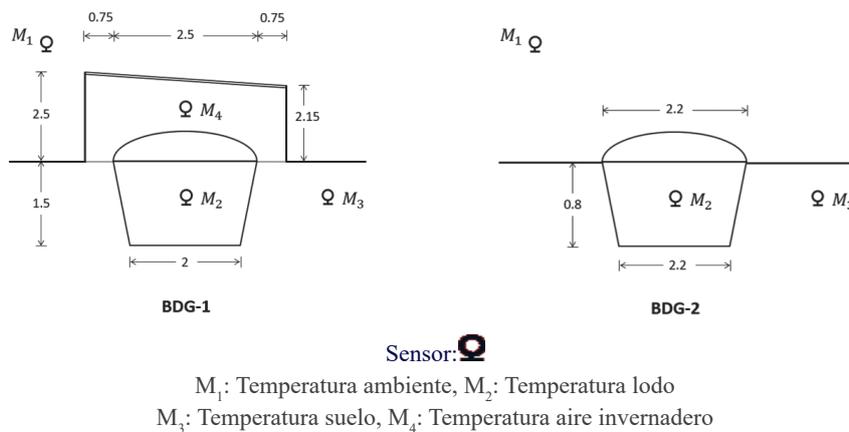
## Resultados

En la **Figura 2** se presentan los perfiles horarios de temperatura para un día de operación, en cada digestor. En esta figura, las líneas continuas con puntos hacen referencia a los datos registrados. Los resultados del modelo se presentan como líneas discontinuas para las superficies plásticas del invernadero ( $T_{pe}$ : pared este,  $T_{po}$ : pared oeste,  $T_c$ : cubierta) y la manga ( $T_m$ ), así como una línea continua y sin puntos para el biogás ( $T_b$ ).

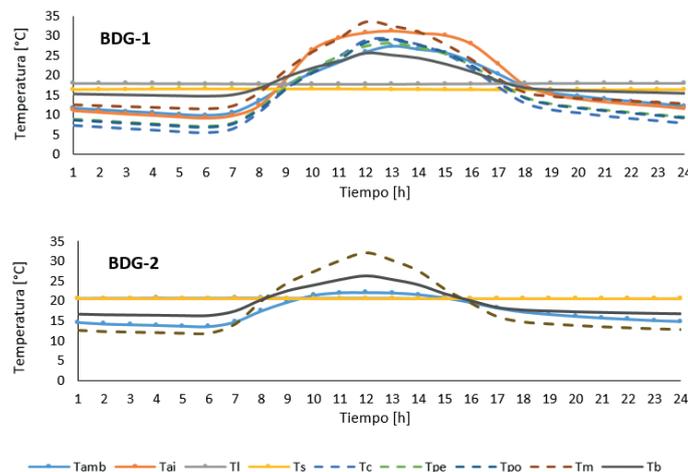
Durante el periodo diurno, la llegada de la radiación solar se expresó como un aumento de temperatura, mientras que en el periodo nocturno ocurrió un enfriamiento promovido por las condiciones ambientales. Para el BDG-1 y para el BDG-2 las temperaturas del suelo y del lodo fueron de 16,4 y 17,8 °C y 20,4 y 20,6 °C respectivamente. Durante el tiempo de monitoreo, estas temperaturas no

fluctuaron ( $\pm 0,1$  °C BDG-1,  $\pm 0,01$  °C BDG-2) debido a que los BDGs no cuentan con un sistema de aislamiento con el suelo. En el lodo del BDG-1 se alcanzó un aumento de 1,4 °C con respecto a la temperatura del suelo, por el contrario, en el lodo del BDG-2 la temperatura permaneció igual a la del suelo con una fluctuación de  $\pm 0,2$  °C. Estos resultados sugieren que aun cuando los BDGs no están aislados térmicamente con el suelo, la implementación de un invernadero presenta un aumento de temperatura en comparación a la ausencia de esta construcción. Bajo las condiciones de temperatura mínima ambiente (BDG-1 9,8 °C, BDG-2 13,6 °C), en los casos estudiados se presentó el mismo aumento de temperatura en lodo (7 °C) en comparación con el ambiente. Este resultado demuestra que el incremento de temperatura en el lodo fue independiente de las condiciones ambientales, diseño bioclimático y tamaño del digestor estudiados. Se infiere que en los BDG evaluados se obtuvo el mismo aumento de temperatura del lodo con respecto a la mínima ambiente dado que Colombia es un país geotérmicamente activo (Ministerio de Minas y Energía, 2000), lo que indica inercia térmica del suelo, es decir temperaturas constantes independiente del cambio de temperatura ambiente. Adicionalmente, en los casos estudiados, los resultados muestran que el comportamiento

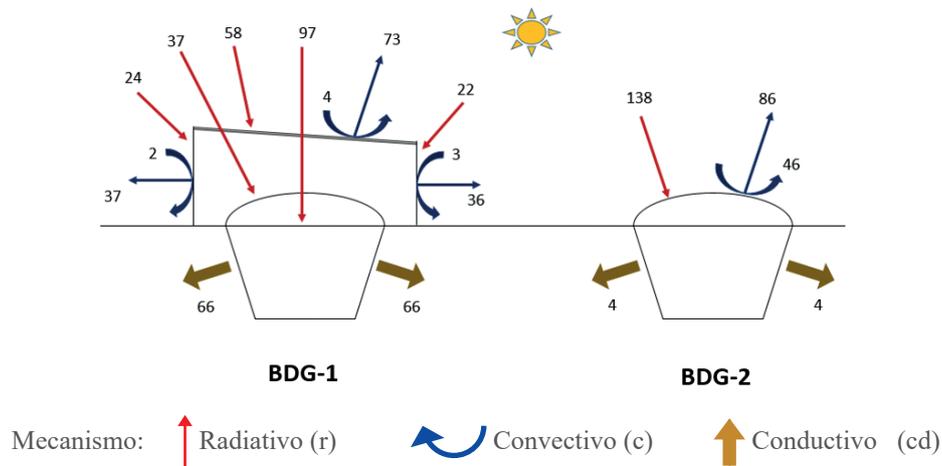
térmico de todas las superficies plásticas (c, pe, po, m) y las fases gaseosas (ai, b) siguieron la tendencia ondular del ambiente. Esto demuestra el adecuado funcionamiento de los sensores y del modelo matemático utilizado. En la **Figura 3** se muestran los valores de flujo de calor transferido por los mecanismos de radiación, convección y conducción para cada caso evaluado. En el BDG-1, provisto del invernadero, se encontró que la llegada de la radiación solar directa aumenta la temperatura del plástico del invernadero promoviendo las interacciones radiativas entre todas sus superficies y una transferencia de calor con el aire en su interior. Durante el día, la transferencia de calor por convección a través del aire del invernadero es despreciable (1-5w) debido al escaso movimiento del fluido. El mecanismo de conducción se presenta entre el lodo y el suelo. Los resultados muestran una tasa de transferencia menor para el BDG-2, debido a su equilibrio térmico con el suelo. La transferencia de calor para los casos evaluados se explica a continuación: Una parte de la energía transferida (75,5 % BDG-1, 95,6 % BDG-2) se devuelve al ambiente por mecanismo radiativo y convectivo. Lo anterior implica que el biogás y la manga generan una resistencia térmica con el ambiente similar a la del invernadero.



**Figura 1** | Ubicación de los sensores para medir temperatura e iluminancia en los BDGs caso de estudio. Dimensiones reportadas en metros.



**Figura 2** | Perfiles horarios de temperaturas.



**Figura 3** | Perfil de flujo de calor. Los datos están expresados en unidades de w/m<sup>2</sup>.

Con respecto al análisis del flujo de calor específico transferido al lodo, se encontró que la transferencia radiativa (solar directa y radiación térmica) en el BDG-1 fue de 60,3 mW/kg lodo y en el BDG-2 10,3 mW/kg lodo. Esta diferencia se debe a las características del material de los BDGs. Por otra parte, el calor transferido hacia el suelo fue 59,8 mW/kg lodo para el BDG-1 y 7,5 mW/kg lodo para el BDG-2. Esto indica que el BDG-1 tiene una mayor fuerza impulsora de la transferencia de calor debido a su diferencia de temperatura con el suelo. Sin embargo, dado que el aumento de temperatura en BDG-1 es de 1,4 °C, es un indicativo de que la transferencia de calor es independiente del uso de invernadero si el BDG no está aislado con suelo.

El modelo matemático de transferencia de calor aplicado en este estudio es unidimensional, donde la variable que influye es la relación área/volumen entre el lodo y el suelo. La relación área/volumen de transferencia de calor fue de 1,0 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> y 1,5 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> para BDG 1 y BDG2 respectivamente. Esta relación evidencia que las geometrías de los digestores evaluados son similares. Por otra parte, de acuerdo con los estudios realizados por Perrigault *et al.* (2012), el tipo de sustrato (estiércol bovino o porcino) no influye en la evaluación térmica de los BDGs. Basado en lo anterior, es posible concluir que los BDG1 y BDG 2 son comparables desde el punto de vista térmico.

### Lecciones aprendidas y recomendaciones

El aislamiento es el principal parámetro térmico a tenerse en cuenta para el diseño, montaje e instalación de un BDG, en climas fríos. Se recomienda como aislante para las paredes de la zanja, láminas de icopor de 5cm para BDGs ubicados en zonas rurales, dado que la principal pérdida de calor se evidencia con el suelo.

Es necesario promover la recepción de radiación solar directa sobre el BDG. Por esta razón, se recomienda ubicar el sistema anaerobio lejos del sombreado ofrecido por las arboledas y construcciones cercanas, especialmente en el trayecto del sol (sentido este-oeste). El digerido que se produce en el BDG promueve el crecimiento de pastos y malezas sobre el suelo alrededor del digestor. Esta situación afecta negativamente el aprovechamiento de la radiación solar en el BDG. Por lo anterior, se recomienda sembrar plantas acuáticas en el tanque de recepción del digerido y hacer mantenimiento para despejar vegetación alrededor del digestor.

Si el BDG ya se encuentra instalado, no cuenta con aislante en la zanja y se requiere mejorar las condiciones térmicas, no es recomendable invertir recursos en la construcción de un invernadero, debido a que este solo ofrece protección física.

Es importante implementar programas para la formación continua a los usuarios de los BDGs en implementación, uso y mantenimiento de diseños bioclimáticos para climas fríos.

### Conclusiones

Mediante la evaluación de transferencia de calor en dos BDGs bajo condiciones psicofílicas y condiciones bioclimáticas diferentes, se evidenció que: a) La mayor parte del calor que llega al lodo (99 % BDG-1, 73 % BDG-2) pasa directamente al suelo; b) el invernadero no cumple la función para la que fue planeado; y c) la relación área/volumen de la transferencia de calor en cada BDG fue una variable útil para comparar térmicamente los biodigestores de este caso de estudio.

## Referencias

- Benavides, H., Simbaqueva, O., y Zapata, H. (2017). Atlas de Radiación Solar y UV de Colombia IDEAM. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023775/RADIACION.pdf>
- Dev, S., Saha, S., Kurade, M. B., Salama, E. S., El-Dalatony, M. M., Ha, G. S., Chang, S. W., & Jeon, B. H. (2019). Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 103, 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.034>
- Duffie, J. A., & Beckman, W. A. (2013). *Solar engineering of thermal processes*. Wiley.
- Garfi, M., Ferrer-Martí, L., Perez, I., Flotats, X., & Ferrer, I. (2011). Codigestion of cow and guinea pig manure in low-cost tubular digesters at high altitude. *Ecological Engineering*, 37(12), 2066–2070. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.018>
- Ministerio de minas y Energía, Servicio Geológico Colombiano, & Motor de Integración de Información Geocientífica. (2000). Mapa Geotérmico de Colombia. <https://miig.sgc.gov.co/Paginas/advanced.aspx>
- Perrigault, T., Weatherford, V., Martí-Herrero, J., & Poggio, D. (2012). Towards thermal design optimization of tubular digesters in cold climates: A heat transfer model. *Bioresource Technology*, 124, 259–268. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.019>

# Valorización energética de macroalgas marinas, residuos pesqueros y de vegetales como sustrato de codigestión anaerobia en la Bahía de Pucusana, Lima-Perú

Estudio de caso



Silvia Barrenechea Ramírez<sup>1</sup>; Julio Reyes Chávez<sup>1</sup>; María Estela Ayala<sup>1\*</sup>; Ricardo Steinmetz<sup>2</sup>

<sup>1</sup>ITP red CITE. PERU, <sup>2</sup>Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

\*mayala@itp.gob.pe

## Resumen

Se realizaron cálculos de valorización energética a ser obtenidos mediante codigestión anaerobia, utilizando datos de composición química proximal (CQP) de macroalgas marinas, de residuos de pescado y de vegetales generados por actividades comerciales en la Bahía de Pucusana (Lima-Perú). Tres mezclas fueron diseñadas según recomendaciones de Chen (2007) y VDI 4630 (2016), denominadas M1 (74 % SV-30C/N, residuos de pescado, zapallo y uva), M2 (71 %SV- 30C/N, macroalga verde, residuos de maíz y zanahoria) y M3 (75 % SV-20 C/N (macroalga parda, residuos de zapallo y beterraga). Estos generarían 520,0, 462,8 y 521,0 m<sup>3</sup>/kg SV, equivalentes a 3122,4, 2776,6 y 3128,9 kWh respectivamente. Los datos obtenidos contribuyen a gestionar residuos para producir y utilizar biogás en la Bahía de Pucusana, mejorando sus condiciones ambientales, sanitarias y turísticas del lugar, con un aporte estimado entre 353 y 678 kWh durante el año y un valor máximo en el mes de junio (1178 kWh).

### Palabras clave:

Macroalgas; Residuos pesqueros; Residuos vegetales; Máximo potencial de biogás; Composición química proximal (CQP).

## Energy valuation of marine macroalgae and fishery and vegetable wastes as anaerobic codigestion substrate in Pucusana Bay, Lima-Perú

### Abstract

Calculations of energy recovery of wastes to be processed by anaerobic codigestion (ACoD) were carried out using chemical proximate composition data of seaweed and fish and vegetable wastes generated by commercial activities in the Bay of Pucusana (Lima-Peru). Three mixtures were designed according to Chen (2007) and VDI 4630 (2016) recommendations, M1 (74 % SV-30 C/N, fish, pumpkin and grape wastes), M2 (71 % SV-30 C/N, green macroalgae, corn and carrot wastes) and M3 (75 %/ SV-20 C/N brown macroalgae, pumpkin and beet wastes). Estimated energy values of these residues mixtures would be 520.0, 462.8 y 521.0 m<sup>3</sup>/kg SV, equivalent to 3122.4, 2776.6 and 3128.94 kWh respectively. Data obtained suggest an important contribution to waste management in Pucusana Bay to produce and use biogas, improving environmental, sanitary and touristic conditions of the site, with an estimated input between 353 and 678 kWh during the year with a maximum pike in June (1178 kWh) was calculated.

### Keywords:

Seaweed, Fishery and vegetable wastes, Biogas maximum potential, Chemical proximate, Chemical composition.

**Forma de citar:** Barrenechea Ramírez, S., Reyes Chávez, J., Ayala, M. S., y Steinmetz, R. Valorización energética de macroalgas marinas, residuos pesqueros y de vegetales como sustrato de codigestión anaerobia en la Bahía de Pucusana, Lima-Perú. RedBioLAC, 5, 9-14.

## Introducción

La codigestión anaerobia (CoDA) como tecnología eficiente transforma residuos orgánicos en fuentes de energía renovable, mitigando el impacto al ambiente. La CoDA utiliza dos o más tipos de residuos a fin de alcanzar el equilibrio Carbono/Nitrógeno (C/N) adecuado para la estabilidad de la mezcla. La mezcla de sustratos asegura la digestión eficiente, optimiza la producción de biogás y la calidad de los biofertilizantes (FAO 2019). La idoneidad y cantidad de cada sustrato determinan la sinergia para producir metano utilizando carbohidratos y lípidos (Keymer & Schilcher 2003 a partir de Baserga 1998).

Las actividades pesqueras son muy importantes en Perú y originan volúmenes considerables de residuos. En la bahía de Pucusana abundan algas verde y parda (*Ulva sp*, *Macrocystis sp*) generalmente varadas a orillas del mar generando problemas de contaminación ambiental (Vásquez 2009). Las macroalgas marinas también representan gran aporte para producir biogás por su abundancia y disponibilidad, son fuentes ricas de carbohidratos (hasta 60 %), proteína (7 % –16 %), bajas cantidades de lípidos (1 % –3 %) y contenido variable de cenizas (18 % –53 %) (Barbot *et al.*, 2016). En pescado (bonito, caballa, cabinza, cachema, lorna, camotillo, jurel, lisa, machete, merluza, pejerrey y perico) las cantidades de residuo respecto a especie entera varían entre 51,82 a 63,95 % (Barriga *et al.*, 2012). Los residuos vegetales se caracterizan por elevados contenidos de humedad (mayor al 80 %) y Sólidos Volátiles (SV) que pueden superar 95 % de sólidos totales (ST) (Vereda *et al.*, 2006); sin embargo, los elevados contenidos de lignocelulosa no facilitan la biodegradación (Edwiges *et al.*, 2018).

González *et al.* (2015) y Varnero (2011) refieren que la eficiencia de producción energética depende de la

composición química proximal (CQP) y del tipo y origen del residuo; al respecto, diversas metodologías han sido desarrolladas para el cálculo de potencial de biogás a partir de las macromoléculas componentes de los residuos y sus mezclas (Weinrich *et al.*, 2018 y VDI 2016).

Considerando la escasa información en Perú sobre el aprovechamiento y valorización de residuos orgánicos, este trabajo estima el potencial energético obtenido a partir de macroalgas y residuos pesqueros y vegetales, muy abundantes en el desembarcadero pesquero artesanal (DPA) y el mercado de Pucusana. Los resultados aportan al manejo ambiental y mejora de condiciones higiénico sanitarias, sociales y económicas en esta zona de intensa actividad pesquera y alto valor paisajístico y recreacional.

## Descripción del caso

Pucusana, distrito ubicado en la bahía del mismo nombre, en la costa sur de Lima, desarrolla actividades recreativas y pesqueras (**Figura 1**), estas últimas generan grandes volúmenes de residuos obtenidos del corte y evisceración, especialmente entre mayo a julio, (194 toneladas) y disminuyendo desde agosto. Próximo al DPA están ubicados dos mercados de abasto, generadores de considerables cantidades de residuos vegetales (frutas, hortalizas y tubérculos) y cuya segregación se observa no es permanente. Una tercera fuente de residuos está constituida por enormes cantidades de macroalgas (aproximadamente 2 toneladas diarias), cuyo recojo está a cargo del Servicio Municipal del distrito, alga verde (AV) abundante entre enero a marzo y alga parda (AP) presente durante todo el año, su presencia contamina y afecta el desarrollo de la productividad marina y el ornato del balneario. Las actividades descritas y metodologías de trabajo se indican en la **Tabla 1** y la **Tabla 2**, muestra los códigos asignados a las muestras.



**Figura 1** | Bahía de Pucusana Lima-Perú.

Fuente: Propia.

**Tabla 1** | Etapas de desarrollo del estudio.

<b>Etapa 1: Evaluación y Análisis</b> (VDI 2016)
Evaluación de tipos de residuos de la zona
Selección de residuos y tomas de muestra.
Caracterización de la CQP de los residuos
<b>Etapa 2: Determinación de cálculos para estimar el Potencial de Biogás</b> (Mojica <i>et al.</i> , 2016)
Determinación de valores de ST
Determinación de SV
Determinación de carbono orgánico total (%COT)
Determinación de la relación C/N.
<b>Etapa 3: Diseño de las Mezclas de residuos</b> (Chen <i>et al.</i> , 2008 y VDI 2016; Keymer & Schilcher 2003 a partir de Baserga 1998)
Estimación del Máximo Potencial de Metano (Mpt-M)
Determinación de la equivalencia MPt-M y valorización energética
Selección de las mezclas de residuos para producir Metano

Fuente: (Elaboración Propia).

**Tabla 2** | Códigos de identificación de los residuos.

Residuo	Descripción	Residuo	Descripción
VOI	Vísceras pejerrey– cabinza.	PFZ	Panca fresca Maiz.
RIC	Residuos cabinza – perico.	DAG	Descarte apio.
ECO	Espinazo y cola pejerrey.	HBV	Hojas betarraga.
VCO	Vísceras y cabeza pejerrey.	CCS	Cascara naranja.
VIM	Vísceras cabinza - lisa.	CCM	Cascara zapallo.
CIC	Cabeza, cola, cabinza.	CDC	Cascara zanahoria.
VCCO	Víscera, espinazo pejerrey.	CST	Cascara papa.
AV	Alga verde.	DVV	Descarte uva de mesa.
AP	Alga parda.	PCM	Pulpa y semilla zapallo.

Fuente: (Elaboración Propia).

Los residuos fueron sometidos a análisis de humedad, ceniza, nitrógeno total y carbohidrato total (referidos en valores porcentuales de Composición Química Proximal, CQP) en los Laboratorios de Físicoquímica del Instituto Tecnológico de la Producción (ITP Red CITE) sede Callao.

Los resultados fueron utilizados en el cálculo de los valores sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), balance carbono/nitrógeno (C/N) y carbono orgánico total (COT) (Mojica *et al.*, 2016) (Tablas 3 y 4).

**Tabla 3** | Composición Química Proximal de los residuos (g/100 g).

Residuo	Humedad <sup>2</sup>	Ceniza <sup>1,2</sup>	Grasa <sup>1,2</sup>	Fibra <sup>1,2</sup>	Proteína <sup>1,3</sup>	Carbohidrato <sup>1*</sup>
VOI	75,88	12,94	10,78	Nr	58,98	17,31
RIC	77,85	7,14	6,21	Nr	70,32	16,33
ECO	73,20	29,25	6,08	Nr	55,21	9,46
VCO	67,13	12,20	17,86	Nr	34,13	35,81
VIM	71,81	5,57	33,20	Nr	45,85	15,38
CIC	69,64	26,18	24,70	Nr	43,41	5,71
VCCO	78,46	13,83	12,31	Nr	59,63	14,24
AV	88,79	13,35	3,91	9,04	32,63	41,07
AP	84,60	24,87	1,82	5,00	30,44	37,87
PFZ	80,50	2,84	0,44	22,53	3,72	70,47
DAG	92,27	23,76	2,69	19,48	21,02	33,05
HBV	91,94	30,18	5,82	17,24	29,10	17,66
CCS	71,77	4,46	3,64	16,94	7,48	67,48
CCM	94,15	10,09	4,73	22,72	9,80	52,66
CDC	90,84	14,41	3,47	18,32	3,60	60,20
CST	85,81	9,02	1,03	9,62	15,01	65,31
DVV	84,61	6,63	3,05	29,76	3,25	57,31
PCM	84,83	8,50	22,41	6,39	28,43	34,26

(1) base seca. Nr = no realizado. ( \* ) Por diferencia. (2) Desviación estándar relativa (DER) = 0,5 % (3) DER = 0,7 %.

**Tabla 4** | Valores Calculados de Máximo Potencial de Biogás en los residuos.

		C/N	Sólidos Totales (ST)	Sólidos Volátiles (SV)	Biogás (m <sup>3</sup> /t SV)	Metano (m <sup>3</sup> /t SV)	kWh
Residuos pesqueros	VOI	5,0	24,1	87,1	472	312	2832
	RIC	4,4	22,2	92,9	452	302	2712
	ECO	4,3	26,8	70,8	456	308	2736
	VCO	8,7	32,9	87,8	509	316	3054
	VIM	7,7	28,2	94,4	545	363	3270
	CIC	6,4	30,4	73,8	535	364	3210
	VCCO	4,9	21,5	86,2	476	318	2856
Macroalgas	AV	8,1	11,2	86,7	466	272	2796
	AP	7,5	15,4	75,1	459	268	2754
Residuos vegetales	PFZ	73,4	19,5	97,2	710	361	4260
	DAG	10,8	7,7	76,2	508	285	3048
	HBV	7,6	8,1	69,8	475	285	2850
	CCS	37,0	28,2	95,5	720	378	4320
	CCM	27,0	5,9	89,9	644	344	3864
	CDC	68,6	9,2	85,6	724	376	4344
	CST	17,5	14,2	91,0	546	292	3276
	DVV	82,3	15,4	93,4	722	372	4332
PCM	11,0	15,2	91,5	569	350	3414	

Fuente: (Datos obtenidos aplicando metodología de Keymer & Schilcher 2003 a partir de Baserga 1998).

Los elevados contenidos de ceniza en todo sustrato guardan relación con valores bajos de SV, los datos de la **Tabla 3** indican que estos son elevados en residuos pesqueros con partes óseas, como en el caso de las muestras VCO - los cuales además producen mayores valores de ST (**Tabla 4**)- a diferencia de los conformados por partes blandas (RIC y VIM). También en los dos tipos de macroalgas se determinó elevados valores de ceniza, además de proteína y carbohidratos y un bajo contenido graso. En residuos vegetales, los contenidos de ceniza fueron muy variables (2,84 % en PFZ y 30,18 % en HBV) y los tenores grasos fueron bajos, excepto en PCM (pulpa y semilla de zapallo). Respecto al desequilibrio de nutrientes que favorece la inhibición de bacterias metanogénicas, Varnero (2011) recomienda que el C/N en rangos de 20 a 30 asegura la estabilidad del proceso. También Bouallagui *et al.* (2005) comentan este comportamiento y añaden que los elevados valores de carbono generan ácidos grasos volátiles acidificantes del medio y ralentizantes del crecimiento

microbiano. La elevada humedad de residuos vegetales favorece la CoDA; en la selección de mezclas no se consideró CCS, PFZ, DVV y CDC, aunque presentan elevado valor ST, por su conocido contenido lignocelulósico y pectínico que interfiere en la generación de metano (Christensen *et al.*, 2020 y Edwiges *et al.*, 2018).

Los valores SV son determinantes para una CoDA eficiente, valores mayores a 70 son recomendados (Baserga 1998). Las vísceras de pescado con altos contenidos de SV son fácilmente digeridas, su alto valor nitrogenado y graso complementa favorablemente las mezclas con residuos vegetales, de acuerdo con las recomendaciones de Chen (2007), estos podrían ser incorporados en las mezclas de residuos hasta en 15 % para obtener un balance C/N adecuado. Los valores de energía han sido calculados tomando en cuenta la equivalencia citada por Hilbert (2011), 1 m<sup>3</sup> de metano equivale a 6 kWh (**Tabla 5**).

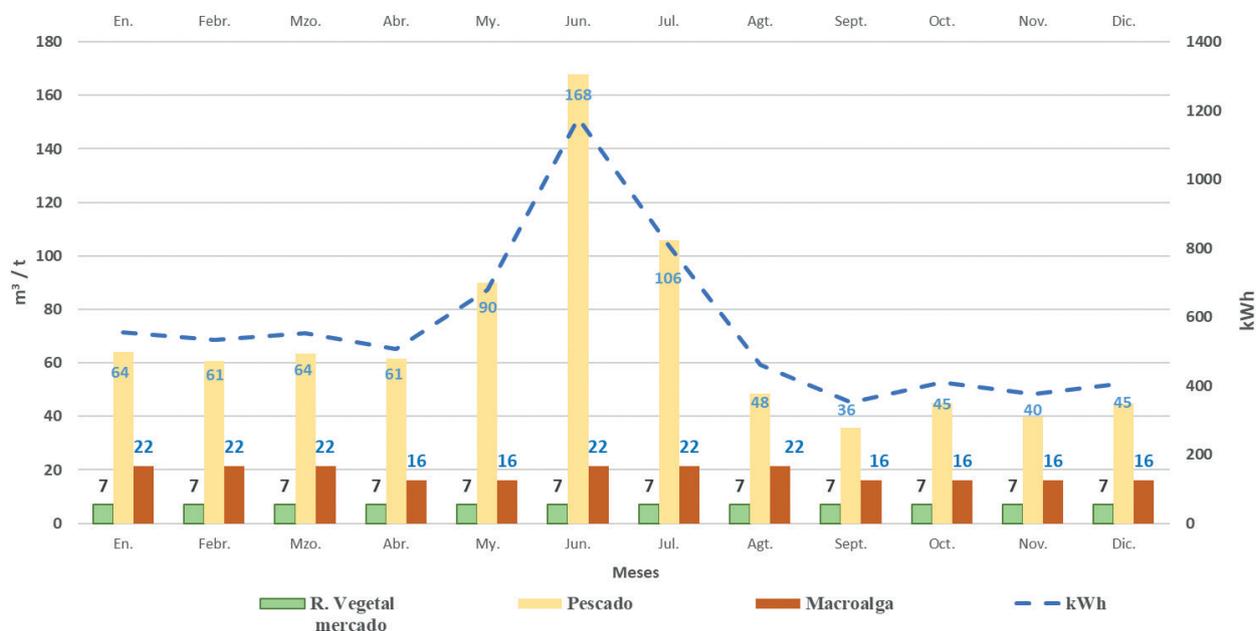
**Tabla 5** | Valorización Estimada de mezclas de residuos\*

	Residuo	% Mezcla	SV	C:N	Biogás (m <sup>3</sup> /Kg SV)	Metano (m <sup>3</sup> /t SV)	kWh
M1	Agua	18	74	30	520,4	283,7	3122,4
	DVV	20					
	VOI	15					
	CCM	47					
M2	Agua	21	71	30	462,8	251,3	2776,6
	PFZ	18					
	CDC	19					
	AV	43					
M3	Agua	14	75	20	521,5	282,0	3128,9
	CCM	66					
	AP	10					
	HBV	10					

Fuente: (Elaboración Propia).

Con relación a los valores energéticos estimados, la **Figura 2** permite apreciar que existe disponibilidad sostenida de residuos durante el año, a partir de la cual se podría generar un potencial energético con valores

comprendidos entre 353 y 678 kWh y valores máximos en el mes de junio (1178 kWh). Esta estimación podría contribuir a propósitos de gestión de residuos para la producción y la utilización de biogás en la Bahía de Pucusana.



**Figura 2** | Potencial de Biogás estimado en función a la disponibilidad de residuos orgánicos DPA – Pucusana.

## Resultados y lecciones aprendidas

La caracterización mediante CQP constituye la herramienta de inicio para formular mezclas de residuos sometidas a CoDA con fines de valorización energética.

La inclusión de residuos pesqueros de partes blandas en las mezclas favorecería el proceso CoDA, no así huesos ni sustratos de elevados contenidos de ceniza. La incorporación de 15 % de residuos de pescado y 10 % de residuos de macroalgas (mezclas M1 y M3) permitiría obtener inclusive valores ligeramente mayores a M2, mezclas que fueron conformadas sólo por residuos vegetales.

Los valores energéticos sugieren la implementación de la CoDA para los residuos generados (macroalgas, pesqueros y vegetales) en la Bahía de Pucusana y en todo desembarcadero o puerto de similares condiciones, contribuyendo a la mejora de condiciones higiénico sanitarias, comercio y desarrollo económico de la zona.

## Conclusiones y recomendaciones

La disponibilidad de residuos de macroalgas marinas, pescado y vegetales en la Bahía de Pucusana sugiere un potencial energético sostenible durante el año, en un rango entre 353 y 678 kWh y valores máximos en el mes

de junio (1178 kWh). La variedad y características de los residuos descritos en el presente estudio propicia el trabajo de mezclas y la aplicación de la CoDA. La información obtenida contribuye a la gestión de residuos y mejoramiento de las condiciones ambientales, sanitarias y turísticas del lugar. Se recomienda el desarrollo de pruebas de validación de las mezclas óptimas calculadas a escala piloto como paso previo a la instalación de un biodigestor anaeróbico.

## Referencias

- Barbot, Y., Al-Ghaili, H., y Benz, R. (2016). A Review on the Valorization of Macroalgal Wastes for Biomethane Production. *Marine Drugs*, 14(6), 120. <https://doi.org/10.3390/md14060120>
- Barriga, M., Salas, A., Aranda, D., Castro, C., Albrecht, M., Solari, A., y Arpi, E. (2012). Información nutricional sobre algunas especies comerciales del mar peruano. *Boletín de investigación Instituto Tecnológico Pesquero del Perú*, 10. <http://repositorio.itp.gob.pe/handle/ITP/37>
- Baserga, U. (1998). *Landwirtschaftliche Co-Vergärungs-Biogasanlagen: Biogas aus organischen Reststoff en und Energiegras*. Tänikon: FAT. [https://www.infothek-biomasse.ch/images//1998\\_FAT\\_Landwirtschaftliche\\_Biogasanlagen.pdf](https://www.infothek-biomasse.ch/images//1998_FAT_Landwirtschaftliche_Biogasanlagen.pdf)

- Bouallagui, H., Touhami, Y., Ben Cheikh, R., & Hamdi, M. (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, 40(3-4), 989–995. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.03.007>
- Bücker, F., Marder, M., Peiter, M. R., Lehn, D. N., Esquerdo, V. M., Antonio de Almeida Pinto, L., y Konrad, O. (2020). Fish waste: An efficient alternative to biogas and methane production in an anaerobic mono-digestion system. *Renewable Energy*, 147, 798–805. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.140>
- Chen, Y., Cheng, J. J., y Creamer, K. S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, 99(10), 4044–4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- Christensen, T. H., Cossu, R., & Stegmann, R. (2020). Environmental Aspects. Landfilling of Waste: Biogas, 85–233. <https://doi.org/10.1201/9781003062097-3>
- Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Mi Triolo, J., Flotats, X., & de Mendonça Costa, M. S. S. (2018). Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management*, 71, 618–625. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030>
- FAO. (2019). Guía teórico-práctica sobre el biogás y los biodigestores. Colección Documentos Técnicos N° 12. Buenos Aires. <http://www.fao.org/3/ca5082es/ca5082es.pdf>
- Gonzales, M., Pérez, S., Wong, A., Bello, R., y Yañez, G. (2015). Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia. *Revista Argentina de Microbiología*, 47(3), 229-235. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=213041741010>
- Hilbert J. (2011). Manual para la producción de biogás. Instituto de ingeniería rural I.N.T.A.-Castelar. [https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-manual\\_para\\_la\\_produccion\\_de\\_biogs\\_del\\_iir.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-manual_para_la_produccion_de_biogs_del_iir.pdf)
- Keymer, U., & Schilcher, A. (2003). Biogasanlagen: Berechnung der Gasausbeute von Kosub-straten. <http://www.lfl.bayern.de/iba/energie/031560/>
- Mojica, C., Vidal, E., Rueda, B. y Acosta, D. (2016). Estudio de las características físico-químicas de residuos orgánicos para su uso potencial en la producción de biogás. *Revista de Energía Química y Física*, 3(6), 15–22. [https://www.ecorfan.org/bolivia/researchjournals/Energia\\_Quimica\\_y\\_Fisica/vol3num6/Revista\\_Energia\\_Quimica\\_Fisica\\_V3\\_N6\\_3.pdf](https://www.ecorfan.org/bolivia/researchjournals/Energia_Quimica_y_Fisica/vol3num6/Revista_Energia_Quimica_Fisica_V3_N6_3.pdf)
- Varnero M. (2011). Manual de biogás. MINENERGIA/PNUD / FAO / GEF, Proyecto CHI/00/G32, 2011. <http://www.fao.org/3/as400s/as400s.pdf>
- VDI 4630.2016. Fermentation of organic materials -Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Germany: Verein Deutscher Ingenieure. [https://www.vdi.de/fileadmin/pages/vdi\\_de/redakteure/richtlinien/inhaltsverzeichnisse/2385990.pdf](https://www.vdi.de/fileadmin/pages/vdi_de/redakteure/richtlinien/inhaltsverzeichnisse/2385990.pdf)
- Vereda, C., Gómez, C., García, F., Rodríguez, M.(2006). Producción de Biogás a partir de residuos vegetales (I). *Revista Ingeniería Química*, 432, 114-122. <https://www.researchgate.net/publication/236590804>
- Weinrich, S., Schäfer, F., Bochmann, G., y Liebetrau, J., (2018). Value of batch tests for biogas potential analysis; method comparison and challenges of substrate and efficiency evaluation of biogas plants. Murphy, J.D. (Ed.) IEA Bioenergy Task, 37, 2018: 10. [https://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/Technical%20Brochures/Batch\\_tests\\_web-END.pdf](https://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/Technical%20Brochures/Batch_tests_web-END.pdf)

# Biodigestor de Cúpula móvil: Empleo del biogás y de los efluentes sólidos y líquidos en el Patio agroecológico familiar “La Luz”

Estudio de caso



Luis Cepero Casas\*; Mildrey Soca Pérez; Lorena Gutiérrez Martínez; Alejandro Pedroso Reynaldo; Anobel Aguilar Hernández; Yudit Lugo Morales

Estacion Experimental de Pastos y Forrajes Indio Hatuey, Perico, Matanzas, Cuba.

\*cepero@ihatuey.cu

## Resumen

El patio agroecológico familiar “La Luz” de la comunidad Indio Hatuey en Cuba, tiene un biodigestor de cúpula móvil con una capacidad de biodigestión de 3,5 m<sup>3</sup> y produce 2,5 m<sup>3</sup> de biogás/día. Los efluentes sólidos y líquidos del biodigestor y otros abonos orgánicos son usados en los cultivos agrícolas, lo que permitió obtener rendimiento en los cultivos superiores al 25 % y alimentos libres de productos químicos. La composición del biogás después del filtro presentó valores promedio de 63,2 % de CH<sub>4</sub>; 32,7 % de CO<sub>2</sub>; 0 % de O<sub>2</sub> y 83 ppm de H<sub>2</sub>S, permitiendo su empleo para la cocción, alumbrado y conservación de alimentos, además de una disminución en el consumo de electricidad de aproximadamente un 50 % en la vivienda. El manejo eficiente del biodigestor contribuyó a la protección del medio ambiente al dar tratamiento adecuado a los residuales y una contribución al bienestar económico y social de la familia.

### Palabras clave:

Biodigestor; Cúpula móvil; Biogás; Efluentes sólidos y líquidos.

## Mobile Dome Biodigester: Use of biogas and solid and liquid effluents in the “La Luz” family agroecological patio

### Abstract

The “La Luz” family agroecological yard in the Indio Hatuey community in Cuba has a mobile dome biodigester with a biodigestion capacity of 3.5 m<sup>3</sup> and produces 2.5 m<sup>3</sup> of biogas/day. The solid and liquid effluents from the biodigester and other organic fertilizers are used in agricultural crops, which made it possible to obtain crop yields greater than 25 % and food free of chemical products. The composition of the biogas after the filter presented average values of 63.2 % of CH<sub>4</sub>; 32.7 % CO<sub>2</sub>; 0 % O<sub>2</sub> and 83 ppm H<sub>2</sub>S, allowing its use for cooking, lighting and food preservation and a reduction in electricity consumption of approximately 50 % in the home. The efficient management of the biodigester contributed to the protection of the environment by giving adequate treatment to the waste and a contribution to the economic and social well-being of the family.

### Keywords:

Biodigester; Moving dome; Biogas; Solid and liquid effluents.

**Forma de citar:** Cepero Casas, L., Soca Pérez, M., Gutiérrez Martínez, L., Pedroso Reynaldo, A., Aguilar Hernández, A., y Lugo Morales, Y. Biodigestor de Cúpula móvil: Empleo del biogás y de los efluentes sólidos y líquidos en el Patio agroecológico familiar "La Luz". RedBioLAC, 5, 15-19.

## Introducción

Desde el punto de vista energético y ambiental, el mundo actual se enfrenta a una situación desfavorable, se hace necesario el trabajo encaminado al desarrollo de tecnologías para el empleo de fuentes renovables de energía que sean capaces de sustituir de forma paulatina las fuentes tradicionales. En este tema se viene trabajando desde hace varios años en el uso de diferentes fuentes energéticas, entre las que se pueden citar la energía de la biomasa, entre otras. A partir de la biomasa se puede obtener energía de varias formas, entre las que se destaca su empleo para la producción de biogás (Huerga *et al.*, 2017; Campelo, *et al.*, 2020). Para esto la biomasa debe ser procesada en biodigestores en los que se transforma mediante un proceso anaeróbico, por la acción de bacterias en una mezcla de gases formada fundamentalmente por metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) denominada biogás y lodos finales en los cuales se estabiliza la materia orgánica y se origina un abono orgánico de alta calidad (Barlóg *et al.*, 2020; Trejo *et al.*, 2020).

Con el empleo de los biodigestores los patios familiares y las comunidades rurales han aprendido a transformar los residuales de comidas, de cosechas y agropecuarios, de una fuente de contaminación ambiental considerable, en una solución a varios problemas de vital importancia para su labor y supervivencia, ya que a través del proceso de digestión anaerobia estos se transforman en biogás, que puede ser utilizado para la cocción de los alimentos en el hogar, así como la comida de los animales, en el alumbrado, la refrigeración mediante absorción o generar electricidad (Cepero *et al.*, 2012).

Existen diversos sistemas y tecnologías de plantas de biogás apropiadas y adaptadas a las condiciones locales y familiares. Dentro de los modelos más difundidos en el contexto familiar y en el medio rural cubano se encuentran los biodigestores de cúpula fija y flotante (modelos chino e hindú) transformados de forma innovativa a los recursos locales.

A través del proyecto Biomas-Cuba, financiado por la Agencia Suiza para la Colaboración y el desarrollo (COSUDE) se logra impulsar la construcción de biodigestores e introducción de nuevas tecnologías para la utilización del Biogás y los efluentes en el contexto de las fincas agro-energéticas, en las cuales se produce, de forma integrada, alimentos y energía con el objetivo de cerrar ciclos productivos, ambientales y económicos en el medio rural (Suárez *et al.*, 2011; Suárez *et al.*, 2018). El patio agroecológico familiar “La Luz”, constituye un escenario que responde a estos procesos y que forma parte del presente estudio de caso.

## Descripción del caso

El patio agroecológico La Luz, está ubicado en una comunidad compuesta por 12 viviendas, enclavadas en la Estación Experimental de Pastos y Forrajes Indio Hatuey, en el Central España Republicana, Perico, provincia de Matanzas en Cuba. Forma parte del programa de Agricultura Urbana y Sub-urbana del municipio y pertenece al Movimiento Usuarios del Biogás (MUB). Posee un área total de 2266 m<sup>2</sup>, el suelo es Ferralítico Rojo de topografía llana (Hernández *et al.*, 2015). Constituye un sistema de producción diversificada, para el abastecimiento familiar y tiene un biodigestor de cúpula móvil, que fue construido hace más de 20 años; es de mampostería o estructura de concreto y tiene un depósito de gas móvil de acero laminado en forma de campana, la cual puede flotar directamente en la masa de fermentación, dependiendo de la producción de biogás (**Figura 1**). Presenta una capacidad total de biodigestión de 3,5 m<sup>3</sup>/día, se alimenta con 40 kg de estiércol de cerdo fresco/día proveniente de la cría porcina familiar, diluido aproximadamente en tres partes de agua y una de excreta fresca. Produce como promedio 2,5 m<sup>3</sup> de biogás/día el cual pasa a través de dos filtros que contienen limalla de hierro como material filtrante y se emplea para la cocción de alimentos, la refrigeración y en ocasiones para el alumbrado de la vivienda.

Dentro de las características del régimen de trabajo del biodigestor se tiene que: la temperatura promedio de funcionamiento fue de 26 °C, el pH en dependencia de la alimentación estuvo entre 7,2 y 7,8 fundamentalmente. El pH de los efluentes se mantuvo entre 7,2 y 7,7, asociado a la composición y al tiempo que demora la carga orgánica dentro del digestor, pues el tiempo de retención hidráulica del mismo estuvo en unos 28 días aproximadamente.

En el caso de los efluentes líquidos durante el proceso de digestión y estabilización se monitoreó el pH y la temperatura. Estos se condujeron por gravedad a un estanque de 10 m<sup>3</sup> de volumen, donde se mantuvo en reposo durante 72 horas para su estabilización y posteriormente el líquido se utilizó como fertirriego en diferentes cultivos. Los sólidos se extrajeron de forma manual hacia un plato de secado, fueron caracterizados en cuanto a su contenido de fósforo, potasio, PH, materia orgánica y se usaron como biofertilizante.

Una de las técnicas que se aplicaron en el patio fue la de reciclar todos los residuos de las producciones agrícolas. Estos se utilizaron para la producción de compost, humo de lombriz y de conjunto con los residuales del biodigestor (efluentes) fueron manejados como bio-abonos en los cultivos agrícolas, los frutales y las plantas ornamentales del patio, usándose una relación 1:20 para el caso de los líquidos y 1:3 para los sólidos.



**Figura 1** | Biodigestor cúpula móvil patio agroecológico La Luz.

Para la evaluación del funcionamiento del digester, en el proceso de fermentación, se determinó la relación entre los ácidos orgánicos volátiles y la capacidad de compensación alcalina en el equipo FOS/TAC 2000 trimestralmente, a la salida del biodigestor, así como la evaluación de la composición de cuatro gases ( $\text{CH}_4$ ;  $\text{CO}_2$ ;  $\text{O}_2$  y  $\text{H}_2\text{S}$ ) a la entrada y salida de los filtros de desulfuración mediante el empleo de un analizador de gases Multitec Severin 540.

## Resultados y lecciones aprendidas

### Resultados

La relación FOS/TAC evaluada durante el periodo de tres años presentó un valor promedio de 0,356. Esto indica que el proceso biológico del biodigestor marchó correctamente, debido a que se mantuvo una correcta temperatura y fueron apropiadas las proporciones de dilución de los sólidos. La

alimentación del digester se mantuvo estable, y favoreció el comportamiento de este indicador, lo cual coincide con lo planteado por Echarte *et al.*, 2020, en su estudio sobre la importancia de la alimentación en la digestión anaerobia.

En cuanto a la medición de la composición del gas antes y después del filtro se obtuvo una composición promedio anual adecuada (**Tabla 1**), superior al 60 % de  $\text{CH}_4$  durante todo el año, aspecto que favorece la utilización de este como fuente de energía. Los valores de  $\text{H}_2\text{S}$  después del filtro se encuentran dentro del rango permisible, sin embargo, se recomendó aumentar en el filtro el material filtrante (limalla de hierro oxidada) y realizar, al menos cada dos meses el cambio y activación de esta pues el  $\text{H}_2\text{S}$  es altamente corrosivo y puede dañar los diferentes equipos a biogás de la vivienda y también generar olores y cambios en la coloración de la llama.

**Tabla 1** | Componentes del Biogás antes y después del filtro.

Componentes	Unidad de Medida	Antes del Filtro	Después del filtro
Metano ( $\text{CH}_4$ )	%	63,2	61,3
Dióxido de Carbono ( $\text{CO}_2$ )	%	32,7	31,0
Oxígeno ( $\text{O}_2$ )	%	0	0
Sulfuro de Hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ )	ppm	312,0	83,0

Los lodos generados por el biodigestor, así como el efluente líquido del proceso constituyen excelentes abonos orgánicos (Colatto y Langer, 2011); no solo aportan elementos nutritivos al suelo, sino que también ayudan a

la recuperación de los micro y macroorganismos edáficos, lo que aumenta la fertilidad del suelo, ya que estos son los responsables de la recirculación de los nutrientes y de su asimilación por las plantas. En este estudio, los

efluentes líquidos permanecieron 72 horas estabilizándose y se dosificaron en diferentes proporciones dependiendo del cultivo. En el caso de las plantas ornamentales, se aplicaron con mochila mezclados en una proporción de 1:20 litros cada 7 días. Al resto de los cultivos temporales y permanentes, fueron bombeados con una sumergible según el tipo de cultivo, sus exigencias, necesidades de agua y minerales. Estas aplicaciones hicieron posible un incremento de alrededor del 25 % en los rendimientos de los cultivos y la obtención de producciones agroecológicas, sanas y libres de productos químicos.

El consumo promedio por día de los equipos a biogás fue de 1,1 m<sup>3</sup> para el refrigerador; 0,4 m<sup>3</sup> para las ollas y 1,0 m<sup>3</sup> para el biogás, respectivamente, dependiendo del uso y de los alimentos a consumir, en el caso de los dos últimos. Las lámparas se usaron solo como emergencia, en ausencia del fluido eléctrico por lo que el consumo del gas promedio fue casi nulo. El biogás generado garantizó el uso de forma permanente de los equipos mencionados y posibilitó la disminución del consumo de electricidad en aproximadamente un 50 %. Lo anterior equivale a unos 170 kWh/mes alcanzando un costo mensual inferior de 243 pesos, durante los últimos tres años y un ahorro de unos 510 USD/año por el uso de los biofertilizantes en sustitución del fertilizante químico si se llegara a usar.

## Lecciones aprendidas

- La aplicación del concepto de finca agro-energética para la producción integrada de alimentos y energía, sobre bases agroecológicas propuestas por la FAO, fundamentadas en el reciclaje, economía circular y sinergias aplicados a los patios y fincas familiares.
- La implementación de la biodigestión anaerobia como elemento esencial para cerrar ciclos productivos, ambientales y económicos en el medio rural y como una alternativa de sostenibilidad.
- El manejo adecuado de un biodigestor pequeño puede reportar muchos beneficios económicos y sociales a una familia.
- El proceso de filtrado del biogás debe ser eficiente para disminuir la concentración de sulfuro de hidrógeno y así proteger los equipos a biogás y garantizar un mayor tiempo de vida útil.

## Conclusión

El manejo eficiente del biodigestor posibilitó: un tratamiento adecuado de los residuales, el mejoramiento de las condiciones del medio ambiente, un evidente beneficio ecológico y económico, independencia como consumidor energético y de fertilizantes químicos, y una integración total

de los recursos aprovechables dentro del ciclo productivo y social en la vivienda. Como beneficiarios de la tecnología se tiene el caso de 5 personas directamente en el patio y un total de 11, que aprovechan las producciones orgánicas.

## Recomendaciones

1. Generalizar las experiencias de este patio en otros espacios del medio rural con generación de residuos.
2. Mantener un adecuado seguimiento y control del proceso de desulfuración para garantizar la durabilidad de los equipos a biogás.

## Agradecimientos

A la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación, por su apoyo en el financiamiento de proyectos internacionales para fomentar la producción y utilización del biogás en Cuba.

A la familia del patio La luz por permitir investigar, capacitar a nuevas personas en estas técnicas ambientales tan importante para el mundo actual.

## Referencias

- Barlóg, P., Hlisnikovský, L., & Kunzová, E. (2020) Effect of Digestate on Soil Organic Carbon and Plant-Available Nutrient Content Compared to Cattle Slurry and Mineral Fertilization. *Agronomy*, 10(3), 379. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030379>
- Campelo Barros, G., Farias Júnior, M., Ferreira dos Santos, M. N., do Nascimento, F. C., Dias Pascoal, C., e Silva Duarte, M. D. (2020). Biogás e agricultura familiar no nordeste brasileiro: a experiência da ONG Cetra apoiada pela cooperação internacional no semiárido cearense. *RedBioLAC*, 4, 39-43.
- Cepero, L, Savran, Valentina, Blanco, D, Díaz Piñón, M. R, Suárez, J., y Palacios, A. (2012). Producción de biogás y bioabonos a partir de efluentes de biodigestores. *Pastos y Forrajes*, 35(2), 219-226. Recuperado en 12 de agosto de 2021, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0864-03942012000200009&lng=es&lng=es](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942012000200009&lng=es&lng=es).
- Colatto, L., e Langer, M. (2011). Biodigestor–resíduo sólido pecuário para produção de energia. *Unoesc & Ciência-ACET. Joaçaba*. 2(2), 119-128. dos efeitos das mudanças climáticas: a experiência da ONG Diaconia. *RedbioLAC*, 3, 29-32.
- Echarte, M. M., Pose, N., y Sanz Smachetti, M. E. (2020). Entendiendo la importancia de la alimentación en la digestión anaerobia. *RedBioLAC*, 4, 65-69.

Energy, 133, 676-684. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.030>

Hernández-Jiménez, A., Pérez-Jiménez, J. M., Bosch-Infante, D., y Castro-Speck, N (2015). Clasificación de los suelos de Cuba 2015. Mayabeque, Cuba: Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Instituto de Suelos, Ediciones INCA.

Huerga, I. H., Butti, M H., Massigoge, I, Intaschi, D., Pusineri, L., y Justianovich, S. (2017). Generación de Biogás. (pp. 56) Ediciones INTA.

Suárez, J, Martín, G. J, Sotolongo, J. A, Rodríguez, E, Savran, Valentina, Cepero, L, Funes-Monzote, F, Rivero, J. L, Blanco, D, Machado, R, Martín, C., y García, A. (2011). Experiencias del proyecto BIOMAS-CUBA. Alternativas energéticas a partir de la biomasa

en el medio rural cubano. Pastos y Forrajes, 34(4), 473-496. Recuperado en 12 de agosto de 2021, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0864-03942011000400007&lng=es&tlng=pt](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0864-03942011000400007&lng=es&tlng=pt)

Suárez, J., Martín, G., Cepero, L., Blanco, D., Savran, V., Sotolongo, J. A., López, A., Donis, F., González, O., Peña, A., Hernández, M., y Hernández, M. (2018). Producción integrada de alimentos y bioenergía: la experiencia cubana. Agroecología, 12(1), 47-55. Recuperado a partir de <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/330341>

Trejo Lizama, W., Uicab, A. J., & Castillo Caamal, J. B. (2020). Evaluación de efluente de biodigestor como fertilizante orgánico en el cultivo de maíz. RedBioLAC, 4, 125-129.

# Experiencias y perspectivas de un grupo de investigación aplicada en formación trabajando con biogás en Rafaela, Argentina

Estudio de caso



Manuel Schmelzle<sup>1\*</sup>; Gustavo M. Morales<sup>2</sup>; Aneley Routier<sup>1</sup>; Florencia Rivarosa<sup>1</sup>; Paula Ochoa<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidad Nacional de Rafaela, Argentina.

<sup>2</sup>Instituto de investigaciones en Tecnologías Energéticas y Materiales Avanzados (IITEMA-CONICET) y Departamento de Química, Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.

\*manuelschmelzle@unraf.edu.ar

## Resumen

Se pretende transmitir la experiencia en la formación de un grupo de I+D en una Universidad Nacional de reciente creación en el centro de la República Argentina. Específicamente, se describe el Laboratorio de Tecnologías Ambientales (Lab Ta), perteneciente al Centro de Investigación Aplicada (UNRaf-Tec) de la Universidad Nacional de Rafaela (UNRaf) que desde el año 2018 trabaja en temáticas relacionadas a los residuos sólidos y líquidos con un eje principal en la digestión anaeróbica y la producción de biogás. La UNRaf se encuentra en la Ciudad de Rafaela, en el centro-este de la Provincia de Santa Fe, y fue creada en diciembre del 2014 para promover la innovación, la competitividad y el desarrollo sustentable ligado al territorio. En este contexto, el laboratorio viene desarrollando distintas actividades relacionadas a la temática. Este artículo presenta la visión del grupo, sus experiencias y perspectivas.

### Palabras clave:

Digestión anaeróbica; Biogás; Transferencia tecnológica; Investigación aplicada.

## Experiences and perspectives of an applied research group in formation working with biogas in Rafaela, Argentina

### Abstract

The aim of this paper is to transmit the experience in the formation of an R&D group in a recently created National University in the center of Argentine. Specifically, the Environmental Technologies Laboratory (Lab Ta) is described, belonging to the Applied Research Center (UNRaf-Tec) of the National University of Rafaela (UNRaf) that has been working since 2018 on topics related to solid and liquid waste management with a main focus on anaerobic digestion and biogas production. UNRaf is located in the City of Rafaela, in the center-east of the Province of Santa Fe and was created in December 2014 to promote innovation, competitiveness and sustainable development in the territory. In this context, the laboratory has been developing different activities related to the subject. The article presents the vision of the group, its experiences and perspectives.

### Keywords:

Anaerobic digestion; Biogas; Technology transfer; Applied research.

**Forma de citar:** Schmelzle, M., Ochoa, P., Routier, A., Rivarosa, F., y Morales, G. M. Experiencias y perspectivas de un grupo de investigación aplicada en formación trabajando con biogás en Rafaela, Argentina. RedBioLAC, 5, 20-24.

## Introducción

La humanidad cuenta con una historia de más de 2000 años conociendo y usando la fermentación anaeróbica de sustratos orgánicos, originalmente para sanear aguas residuales y desechos sólidos (Gübitz *et al.*, 2015). En las últimas décadas se han logrado a nivel mundial grandes avances en la comprensión y optimización en procesos de fermentación, los microorganismos involucrados y los procesos bioquímicos específicos que ocurren durante la misma (Rajesh Banu *et al.*, 2019). A pesar del vasto conocimiento teórico sobre el potencial de generación de biogás disponible en residuos, el conocimiento interdisciplinario detallado del sistema, la ingeniería y el monitoreo de los procesos juegan un papel importante para el aprovechamiento exitoso de la tecnología. La eficiencia y la estabilidad del proceso requieren personal técnico calificado para planificar, dimensionar, operar y monitorear una planta de biogás. La creación de conocimiento integral y multidisciplinario y la formación de técnicos especializados es un requerimiento fundamental para desarrollar y aprovechar esta tecnología. Aparte del conocimiento biológico, químico, físico, y de ingeniería, el personal involucrado debe contar con conocimiento de aspectos relacionados a leyes, el medio ambiente, la administración, la organización y la logística (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2010).

Tanto la formación de personal técnico calificado, como el conocimiento público sobre las posibilidades de la tecnología son desafíos principales para la mayor implementación de esta fuente de energía en países en desarrollo. Un avance en el desarrollo de la tecnología requiere el apoyo y programas de financiamiento de los gobiernos estatales. Además, el sistema de educación es importante para fomentar el conocimiento técnico y el alcance público de las posibilidades de la tecnología. Las universidades deben profundizar dictando tecnologías energéticas en las carreras técnicas y de ingeniería, escuelas técnicas, rurales y otras instituciones educativas deben incluir conceptos relacionados en sus currículos educativos.

Un estudio realizado por el Instituto Nacional Tecnológico de Industria (INTI), (FAO, 2019) demostró que en Argentina existen un total de 105 biodigestores anaeróbicos, entre ellos solamente el 14 % son plantas grandes. Desde 2015, el programa de abastecimiento de energía eléctrica a partir de fuentes renovables (RenovAR) financió 37 proyectos para la producción de biogás con una potencia adjudicada de 64 MW. La energía generada a partir de biogás creció continuamente de 57,5 GWh en 2015 a 303,8 GWh en 2020, esto presenta un crecimiento de más de 500 % en cinco años. A pesar de este aumento relevante, la producción de energía a partir de biogás representa solamente el 2,4 % de la energía renovable total generada en 2020 (CAMMESA, 2021). Los datos demuestran un crecimiento del sector de biogás, sin embargo, el potencial de crecimiento para la

producción de biogás sigue siendo grande en Argentina. Para acompañar este crecimiento desde el entorno universitario los autores destacan la importancia de investigaciones y colaboraciones entre el sector científico, educativo, administrativo y productivo para lograr una transferencia tecnológica al territorio y la comunidad. En este contexto, el grupo de UNRaf busca establecer un espacio tecnológico de biogás para realizar investigaciones, formar personas capacitadas y llevar adelante la transferencia tecnológica al sector público y privado en la temática.

## Descripción del caso

Este manuscrito no presenta un estudio de caso clásico, más bien pretende describir la experiencia en la formación de un grupo de investigación y desarrollo en el área de la producción de biogás –a partir de residuos sólidos urbanos– en una universidad de reciente formación en Rafaela, República Argentina. La ciudad de Rafaela se encuentra en las llanuras del centro-este de la Provincia de Santa Fe, y tiene una población aproximada de cien mil habitantes. Se trata de una región cuya actividad económica es diversa, destacándose la producción e industria láctea, ganadería, producción de alimentos e industria metalmeccánica. Se debe destacar que, en lo referente a gestión pública, el manejo de residuos sólidos urbanos de Rafaela es considerado ejemplar a nivel nacional. Por otra parte, la Universidad Nacional de Rafaela (UNRaf) fue creada en diciembre del 2014, con el objetivo institucional de promover la innovación, la competitividad y el desarrollo sustentable ligado al territorio. Desde el año 2018, el Laboratorio de Tecnologías Ambientales (Lab Ta), perteneciente al Centro de Investigación Aplicada UNRaf Tec, trabaja en temáticas relacionadas a los residuos, con especial énfasis en la producción de biogás. El enfoque está centrado en la vinculación con el sector productivo, con el propósito de realizar investigación aplicada a través de colaboraciones con empresas y otras instituciones, propendiendo la transferencia tecnológica desde la universidad a la comunidad.

El grupo Lab Ta está formado por dos ingenieros ambientales y una licenciada en biotecnología, y viene desarrollando distintas actividades relacionadas a la fermentación anaeróbica para la producción de biogás. En los primeros años se identificó un potencial prometedor en la “digestión seca” de residuos sólidos y semisólidos, la cual se caracteriza por emplear un sustrato con un alto contenido de materia seca (MS), típicamente entre 30 - 40 % (Di María *et al.*, 2013). La digestión seca es una tecnología sin mucho desarrollo registrado en Argentina (Routier *et al.*, 2020). Así, se escogió la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) como el sustrato principal para el trabajo futuro del grupo. Atendiendo a esta propuesta, se definieron y encararon una serie de proyectos de investigación con el objetivo de desarrollar esta tecnología. Los tres proyectos iniciales tienen el objetivo de complementarse en su orientación y enfoque e ir construyendo un conocimiento amplio.

En el primer proyecto de investigación se realizó un estudio y la caracterización fisicoquímica de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) de la ciudad de Rafaela. Entre los años 2018 y 2020 se realizó una serie de toma de muestras y análisis de laboratorio de la “Fracción no-recuperable” de residuos recolectados por la Municipalidad de Rafaela (**Figura 1**). Cada municipio tiene su propio criterio para la separación de residuos en origen; el de Rafaela se separa entre residuos “recuperables” (plásticos limpios, vidrio, metales y otros materiales reciclables) y la fracción “no-recuperable”, una fracción heterogénea compuesta por restos de comida, papeles y servilletas, pañales, huesos, plásticos etc. El objetivo fue estudiar las características de los residuos para estimar su potencial de generación de biogás a través de la digestión seca (Blatter *et al.*, 2019). En paralelo y como segundo proyecto de importancia, en colaboración con “Desarrollos Industriales SA” (DEISA), una empresa local, se desarrolló la ingeniería básica para una planta piloto de digestión anaeróbica seca

para el tratamiento de FORSU. Los resultados de este trabajo en conjunto fueron publicados en la 4ta edición de la revista RedBioLAC (Routier *et al.*, 2020).

En el año 2019 se pone en marcha el tercer proyecto, esta vez en colaboración con el Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI) Rafaela y la Universidad Nacional de Río Cuarto. En este proyecto se busca investigar distintas variables en la producción de biogás a escala laboratorio. El objeto de estudio es la producción de biogás a partir de un “sustrato artificial representativo” (SAR) diseñado para representar una composición típica de residuos orgánicos domiciliarios. Paralelamente a los estudios de la producción de biogás se lleva adelante el desarrollo de un caudalímetro hidráulico robusto y de bajo costo. Finalmente, se está trabajando en un proyecto de monitoreo y optimización de dos plantas de biogás a escalas reales y en funcionamiento en dos localidades de la provincia de Santa Fe (Ataliva y Emilia).



**Figura 1** | Proyecto de caracterización de residuos sólidos urbanos.



**Figura 2** | Imágenes tomadas durante los experimentos realizados en los laboratorios de INTI-Rafaela.

A través de la colaboración con entidades privadas y públicas, académicas e industriales, el equipo de trabajo observa una necesidad y demanda de conocimiento, tanto teórico como práctico, en el ámbito de la revalorización energética de la biomasa. Las actividades económicas locales generan grandes cantidades de biomasa que presentan un desafío ambiental y económico en el futuro. De esta manera, la revalorización de estos residuos es de gran interés, tanto para la estabilización biológica de los residuos como para la producción de energía térmica y/o eléctrica.

## Resultados y lecciones aprendidas

Con este aporte, se busca compartir las experiencias en la formación del grupo de investigación y desarrollo conformado por investigadores jóvenes en una universidad con pocos años de historia. Nos parece relevante presentar el recorrido del grupo desde sus inicios a la actualidad y exponer nuestras vivencias y las perspectivas a futuro a la comunidad internacional de la RedBioLAC. Además, pensamos que estas experiencias pueden ser beneficiosas y un potencial de aprendizaje para grupos de características similares. De manera breve, se presentarán los resultados resumidos de los proyectos de investigación ya finalizados y en ejecución, esto permitirá describir la trayectoria y experiencia del grupo de trabajo.

### Caracterización de residuos sólidos urbanos en la ciudad de Rafaela

En este proyecto se analizaron las características fisicoquímicas de la fracción no-recuperable de los RSU de Rafaela, se tomaron 48 muestras durante un año. El muestreo se realizó de forma alternada en los 16 sectores de la ciudad, definidos según el esquema de recolección municipal, cada sector fue muestreado tres veces en diferentes estaciones del año. Se observó un porcentaje de residuos orgánicos de 85 % (%m), dentro de los que prevalecieron los restos de comida, papeles húmedos, elementos de higiene personal, con un contenido de humedad por encima del 70 % y un porcentaje de sólidos volátiles de 20-25 %. Los valores presentaron características adecuadas la digestión en seco de régimen semi-continuo o batch (Rocamora *et al.*, 2020). La relación C/N relevada (23:1) se ubica dentro del intervalo recomendado (entre 15:1 y 45:1), mientras que el pH arrojó un promedio relativamente bajo (5,05) para el proceso de digestión anaeróbica, evidenciando la necesidad de reducir la acidez a partir del agregado de sustancias o sustratos con características básicas (ej. carbonato de calcio, hueso). Además, se pudo comprobar que la fracción biodegradable es un sustrato muy heterogéneo, que contiene una importante cantidad de materiales que pueden considerarse inertes durante el proceso de biodigestión. Basado en estos resultados, la tecnología de digestión anaeróbica seca fue evaluada como la propuesta elegida para el caso de estudio.

### Desarrollo de una planta piloto de fermentación seca a escala semi-industrial:

El grupo de trabajo de la UNRaf y una empresa local llevaron a cabo el diseño de una planta piloto de digestión anaeróbica seca. El concepto desarrollado tiene la capacidad de producir biogás a partir de 200 t de residuos por año. La planta cuenta con dos reactores tipo batch de 30 m<sup>3</sup> cada uno, un sistema de recirculación de efluente y gases, y 25 m<sup>3</sup> de almacenamiento de biogás que se aprovecha térmicamente. El proyecto fue publicado en la revista RedBioLAC del año 2020 (Routier *et al.*, 2020).

### Investigación de Distintas Variables en la Producción de Biogás a Escala Laboratorio y Desarrollo de un Caudalímetro Hidráulico:

Para investigar la producción de biogás a partir de residuos sólidos orgánicos a escala laboratorio, se diseñó un “sustrato artificial representativo” (SAR) manteniendo la composición de residuos típicos y una relación C:N similar a la relevada en el estudio anterior. Para el estudio, se emplearon dos biodigestores batch de 12 litros de volumen cada uno; allí se cuantificó la producción de biogás y los parámetros físico-químicos del sustrato en función del tiempo de fermentación. Los ensayos fueron realizados en un incubador a una temperatura constante de 37 °C (Figura 2). La composición del biogás producido se analizó con un medidor “MRU Optima 7 Biogas”, los gases a determinar fueron metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), oxígeno (O<sub>2</sub>) y sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S). En el sustrato se eligieron analizar los siguientes parámetros: humedad, sólidos totales, fijos y volátiles, cenizas, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total y Kjeldahl y amonio. Estos experimentos y el desarrollo del caudalímetro hidráulico están actualmente en marcha y se esperan los resultados finales para finales del 2021.

### Estudio, el análisis y la optimización de plantas de biogás a pequeña escala

Se encuentra en ejecución un proyecto que investiga dos plantas de biogás de pequeña escala en dos municipios (comuna de la Emilia y localidad de Ataliva) donde se encuentran instalados dos biodigestores en escuelas, ambos se alimentan con residuos sólidos orgánicos de la comuna. El biogás producido se aprovecha térmicamente en la producción de conservas y la crianza de pollos respectivamente. En ambos casos, el estudio tiene por objetivo analizar parámetros operativos para optimizar la producción de biogás y elaborar alternativas de aprovechamiento de este. Asimismo, se pretende estudiar el digestato o lodo generado para su uso como fertilizante orgánico en la zona de estudio.

## Conclusiones y recomendaciones

La UNRaf y por tanto sus laboratorios están en una etapa de constante consolidación y crecimiento, ya sea desde la parte edilicia, como de recursos humanos. Si bien las dificultades a lo largo de los 4 años de trabajo del grupo han sido muchas, el aprendizaje, la incorporación de equipamiento y recursos humanos a lo largo de estos años del Lab Ta ha posibilitado evolucionar hacia el objetivo de establecer un centro tecnológico de biogás que permita brindar servicios de caracterización de sustratos orgánicos, determinación del potencial energético y la evaluación técnica y económica de proyectos para el aprovechamiento energético de residuos. Mediante estos servicios se pretende promover la adopción de tecnologías limpias y fuentes de energía renovable, específicamente el biogás, al sector público y privado en el territorio de la Provincia de Santa Fe. El grupo destaca la importancia de proyectar la investigación en la temática a mediano y largo plazo, y la relevancia de crear una red de colaboración con órganos públicos y privados. Para el aprovechamiento energético de los RSU mediante la producción de biogás, es importante trabajar junto al sector público local y nacional en cambios de normativas tendientes a incentivar al sector privado a utilizar la tecnología. Por otro lado, es de suma importancia coordinar acciones con el municipio, provincia y nación con el objetivo de mejorar la gestión de los residuos a largo plazo. En lo que respecta a colaboraciones con el sector privado, nuestra experiencia muestra que en general requieren otro enfoque y plazos de tiempo más cortos, es recomendable orientar los proyectos con este sector a desarrollos tecnológicos puntuales. Para incentivar la producción de biogás en una región sin mucho desarrollo previo en el ámbito, se recomienda elaborar un plan de acciones que integre diferentes dimensiones de escala y diferentes plazos de tiempo. El éxito en imponer una tecnología como la del biogás en nuestra región requiere de un abordaje integral y multidisciplinar que incluyan lo puramente tecnológico, cuestiones de normativas, estructura económico-productiva y aspectos sociales.

## Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Rafaela por otorgar el financiamiento para los estudios y el desarrollo, así como a entidades públicas y privadas que han permitido realizar los estudios.

## Referencias

- Blatter, F., Routier, A., Schmelzle, M., y Valdez, H. (2019). Caracterización físico química de la fracción no recuperables de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Rafaela [Discurso]. II Congreso Internacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos GIRSU, San Juan, Argentina.
- CAMMESA. (2021). Informe Renovables Enero 2021. Compañía Administradora del Mercado Mayorista Sociedad Anónima. <https://cammesaweb.cammesa.com/infantmater/> (accedido 8/2021)
- Di María, F., Gigliotti, G., Sordi, A., Micale, C., Zadra, C., & Massaccesi, L. (2013). Hybrid solid anaerobic digestion batch: biomethane production and mass recovery from the organic fraction of solid waste. *Waste Management & Research*, 31(8), 869–873. <https://doi.org/10.1177/0734242X13477902>
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR). (2010). Guía sobre el Biogás. Quinta edición. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. <https://mediathek.fnr.de/broschuren/fremdsprachige-publikationen/espanol/guia-sobre-el-biogas.html>
- FAO. (2019). Relevamiento Nacional de Biodigestores. Relevamiento de plantas de biodigestión anaeróbica con aprovechamiento energético térmico y eléctrico. Colección Documentos Técnicos N°6. FAO, Buenos Aires
- Gübitz, G., Bauer, A., Bochmann, G., Gronauer, A., y Weiss, S. (2015). *Biogas Science and Technology*. Springer.
- Rajesh Banu, J., & Kannah, R. Y. (2019) *Anaerobic Digestion*. IntechOpen Limited.
- Rocamora, I., Wagland, S., Billa, R., Simpson, E. W., Fernández, O., & Bajón-Fernández, Y. (2020). Dry anaerobic digestion of organic waste: A review of operational parameters and their impact on process performance. *Bioresource Technology*, 299, 122681. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122681>

# ¿Qué están revelando los efluentes de biodigestión de residuos sólidos orgánicos domésticos?

Artículo corto



María Verónica Bocchio<sup>1\*</sup>; Silvia Mestelan<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Argentina

<sup>2</sup>Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina

\*bocchio.veronica@gmail.com

## Resumen

Luego de un muestreo que reveló la composición de la fracción orgánica de los residuos sólidos domésticos producidos en Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina, se diseñó un experimento de biodigestión. Se evaluaron los efluentes en dos tratamientos: compactado y sin compactar para inferir sus cualidades como biofertilizante. El contenido de las formas inorgánicas de nitrógeno fue bajo (< a 12 mg/l), la conductividad eléctrica elevada (entre 10 y 18 mS/cm), el contenido de P soluble fue moderado a elevado (entre 67 y 172 mg/l). En la primera semana hubo un descenso del pH en el tratamiento compactado (4,2 versus 6,2 en el tratamiento sin compactar); luego incrementó lentamente hasta 7,2 y 8,3 en los tratamientos compactado y sin compactar, respectivamente. Estos parámetros indican una fuerte inmovilización de nutrientes en los bioles, así como la ausencia de pasteurización lo que suponen restricciones a la aplicación de estos efluentes en agricultura.

### Palabras clave:

Residuos orgánicos domiciliarios;  
Biodigestión mesofílica;  
Caracterización de efluentes;  
Biofertilizante.

## What are the effluents of the biodigestion of household organic solid waste revealing?

### Abstract

After a sampling that revealed the composition of the organic fraction of household waste produced in Azul, Buenos Aires province, Argentina, a biodigestion experiment was designed. The effluents produced were evaluated in two treatments: compacted and uncompact, to infer their qualities as biofertilizers. The content of inorganic forms of N was low (<12 mg/l), the electrical conductivity was high (between 10 and 18 mS/cm), while the soluble P content was moderate to high (between 67 and 172 mg/l). On the first week there was a pH decrease in the compacted treatment (4.2 versus 6.2 in the uncompact treatment); then slowly increased to 7.2 and 8.3 in the compacted and uncompact treatments, respectively. These parameters indicate a strong immobilization of nutrients in the biodigestates, as well as the absence of pasteurization, implying restrictions on the application of these effluents in agriculture.

### Keywords:

Household organic solids;  
Mesophilic digestion;  
Characterization of effluents;  
Biofertilizer.

**Forma de citar:** Bocchio, M.V., y Mestelan, G. ¿Qué están revelando los efluentes de biodigestión de residuos sólidos orgánicos domésticos? RedBioLAC, 5, 25-28.

## Introducción

La gestión integral de los residuos sólidos domiciliarios (RSD) en la provincia de Buenos Aires, Argentina, se realiza mayoritariamente en los sectores urbanos de las ciudades quedando excluidas la población periurbana y rural. Se estima que en la ciudad de Azul la generación per cápita de RSD es de 0,72 Kg/hab/día con una generación diaria de 46,70 Tn/día (Defensoría de la Provincia de Buenos Aires, 2019). Se han analizado distintas alternativas para el tratamiento de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Domiciliarios (FORSD), entre las que se incluye la biodigestión mesofílica. Este proceso permite la generación y recuperación de energía (biogás) así como la producción de lodos (biodigestatos o bioles) y líquidos (efluentes) que pueden ser utilizados como biofertilizantes (Varnero, 2011; Garfí y Ferrer, 2016). En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la capacidad de descomposición de la FORSD mediante un proceso de biodigestión mesofílica a partir del análisis de los efluentes producidos, considerando las aplicaciones potenciales como biofertilizantes de éstos.

## Metodología

Se tipificó la materia prima para biodigestión procedente de hogares de la ciudad de Azul y su periferia y se obtuvo el material a utilizar en el ensayo de biodigestión, solicitando al Municipio de Azul durante cinco días, de manera aleatoria en diciembre de 2011, la provisión de 100 bolsas intactas de residuos provenientes del relleno sanitario, muestreo que cubría el 0,24 % de los hogares, de acuerdo a la población proyectada por datos censales de 66 029 habitantes para el mencionado año (Ministerio de Economía-Provincia de Buenos Aires, 2016) y a la población promedio provincial de 3,35 personas por hogar (Sergio *et al.*, 2016). Se separaron los componentes orgánicos en carbohidratos de baja y alta degradabilidad, proteínas y material no identificable y se determinó la humedad a través de la utilización de estufa a 60 °C, secando hasta obtener peso constante.

El experimento de biodigestión abarcó 60 días entre fines de diciembre de 2011 y fines de febrero de 2012. Se simuló un biodigestor estacionario o tipo Batch con carga manual. Para ello se diseñaron biodigestores plásticos de PVC de 5 l de capacidad, con cierre hermético y se llevaron a una habitación de laboratorio a oscuras y a temperatura ambiente. A estos dispositivos se les realizó un orificio en su base, con el objetivo de recolectar el lixiviado en un recipiente. Se dispusieron 18 biodigestores siguiendo un diseño bifactorial completamente aleatorizado, con tres repeticiones y dos tratamientos para la FORSD: sin compactar (TSC) y compactado (TC), buscando, para este último tratamiento, la incorporación del doble de material respecto del TSC. Los efluentes y los biodigestatos se recolectaron a los 7, 30 y 60 días de iniciado el proceso.

El volumen de efluentes se cuantificó por probeta y se determinaron el pH y la CE por vía potenciométrica (Adwa Hungary Instruments, modelo AD8000), el P soluble y el contenido de N-amonio y N-nitratos según metodologías descritas por el SAMLA (2004). Se proporcionaron además los valores de humedad gravimétrica de los biodigestatos, secados en estufa a 60 °C hasta peso constante.

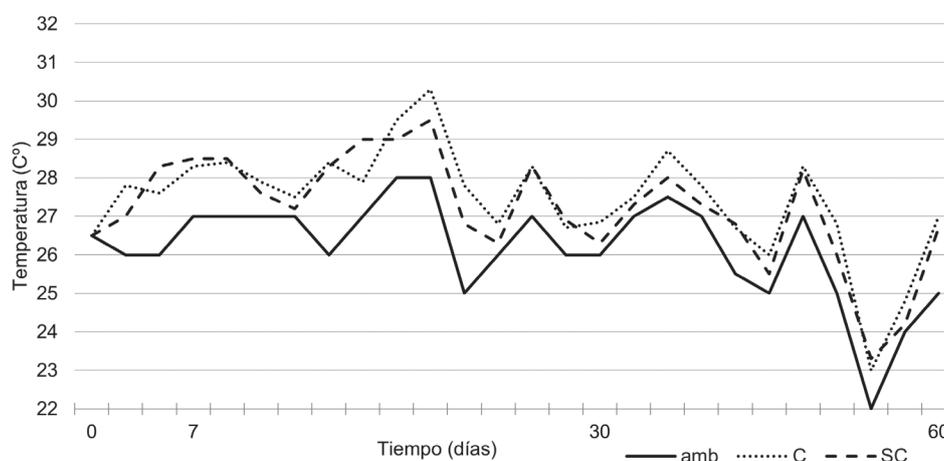
## Resultados y discusión

La generación total de RSD per cápita mensurada en el muestreo de 2011 fue de 0,64 Kg/hab/día (Mestelan *et al.*, 2016) para Azul, valor cercano a la estimación de la Defensoría de la Provincia de Buenos Aires (2019), siendo un 59 % del total de la FORSD. No existieron diferencias en los contenidos de carbohidratos de alta o baja degradabilidad, con un 36 y 34 % respectivamente; 11 % fueron proteínas y un 19 % correspondió a material no identificable por el alto grado de descomposición al momento del muestreo. La temperatura promedio en los dispositivos bajo TC, TSC y en el ambiente durante el desarrollo del experimento fue 27,4; 27,2 y 26,7 °C respectivamente (**Figura 1**). Esta temperatura favoreció principalmente el desarrollo de microorganismos mesofílicos (25-40 °C) y coincide con el rango de temperatura correspondiente a un proceso de biodigestión de esta naturaleza (Varnero, 2011; Joe Sánchez, 2019). La evolución de la temperatura en los dispositivos indicó que, al no alcanzarse temperaturas por encima de los 55 °C, microorganismos patogénicos podrían estar presentes en los efluentes.

En la **Tabla 1** se observa que las diferencias en el volumen de efluentes entre tratamientos se asociaron a la cantidad de residuos ingresados al dispositivo. En la primera semana de descomposición, el TC mostró un descenso marcado en el pH en los efluentes, propio de la producción de ácidos orgánicos, situación que no se sostuvo en el tiempo, puesto que a los 60 días los efluentes de ambos tratamientos presentaron un incremento del pH de 7,2 y 8,3 para el TC y TSC respectivamente, sugiriendo que un pH adecuado en los biodigestatos para la metogénesis se alcanzó entre los 30 y 60 días en el TC y entre los 7 y 30 días para el TSC, tomando por óptimo al rango de pH entre 7,0 a 7,8 (Varnero, 2011; Catagña y Noboa, 2016; FAO, 2019). Estos pH sugieren la presencia de cationes como Ca, Mg, K, y Na en los efluentes. Al solubilizarse y descomponerse el contenido orgánico, se perdió la estructura sólida que conformaban los desechos y los materiales se asentaron consecuentemente (FAO, 2019), generando similar comportamiento de los biodigestores tanto en el TSC como en el TC. Los altos valores de pH obtenidos al final de la evaluación sugieren la descomposición de formas orgánicas solubles del C y el N presumiblemente presentes en los efluentes. En comparación con otros estudios sobre efluentes provenientes de la biodigestión de RSD (Catagña y Noboa, 2016; Joe Sánchez, 2019), el contenido de las dos formas disponibles

de N fue bajo en los mismos, indicando que una gran carga de estos nutrientes estaría inmovilizada en los bioles o bien

bajo formas orgánicas en los efluentes. La concentración de P soluble inorgánico fue moderada a elevada.



**Figura 1** | Evolución de la temperatura (°C) ambiente (amb) y los tratamientos compactado (C) y sin compactar (SC) durante el periodo de digestión. Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 1** | Variables analizadas en el proceso de biodigestión para los tratamientos compactado (TC) y sin compactar (TSC) de la fracción orgánica de residuos domésticos.

Tratamiento		Efluentes					Bioles	
		pH	CE (mS/cm)	P soluble (mg/l)	N-amonio (mg/l)	N-nitratos (mg/l)	Volumen (ml)	Humedad (%)
TC	7	4,2 ±0,4 bB	11,0±1,6 cB	152,3±66,8 n.s.*	0,3±0,1 bA	45,3± 35,4 n.s.*	358,3±166,4 aA	84,4±4,4 n.s.*
	30	6,1±1,6 aA	12,5±0,5 bB	171,6±103,9	0,5±0,2 bA	5,7±1,1	381,7±102,5 aA	81,7±7,9
	60	7,2±0,5 aB	16,8±2,1 aB	67,8±44,8	7,9±6,5 aA	7,7±3,8	381,7±45,4 aA	78,7±5,7
TSC	7	6,3±0,1 bA	13,8±3,6 cA	176,4±99,0 n.s.*	1,7±1,4 bA	5,7±1,1 n.s.*	192,3±39,1 aB	81,8±8,8 n.s.*
	30	7,1±0,8 bA	16,6±3,7 bA	127,0±30,9	4,0±1,4 bA	7,7±2,1	150,0±31,2 aB	80,1±5,8
	60	8,3±0,5 aA	18,2±1,1 cA	85,6±11,3	6,0±4,4 bA	10,7±3,2	250,0±25,0 aB	80,4±7,1

TC: Tratamiento Compactado; TSC: Tratamiento Sin Compactar; CE: Conductividad eléctrica; P soluble: Fósforo soluble.\*:n.s.: variable sin efecto significativo de tratamiento o fecha. Letras mayúsculas distintas indican diferencias debidas a tratamientos; letras minúsculas distintas indican diferencias debidas a fechas de muestreo; test de Tuckey, p<0.05.

## Conclusiones

La elevada salinidad junto con valores bajos de N inorgánico disponible supone restricciones a la aplicación de efluentes de biodigestión de reactores mesofílicos en agricultura, que se suman a la potencial presencia de microorganismos no deseados que impiden su uso para riego en la producción de vegetales frescos. El contenido de P es moderado a elevado

(entre 67 y 172 mg/l) y, considerando por óptimo al rango de pH entre 7,0 a 7,8, los valores obtenidos sugieren la presencia de cationes, por lo que se recomienda el agregado de sustratos que potencien y/o regulen la descomposición de la FORSD, o la mezcla de los efluentes con materiales que equilibren sus propiedades como potenciales abonos para fertirriego.

## Referencias

- Catagña Chasipanta, A. J., y Noboa Tapia, D. P. (2016). Producción, caracterización y evaluación del biol de la EMMAIPC-EP, cañar, a partir de residuos orgánicos urbanos, en pastizales ganaderos [Trabajo de grado de Ingeniera en biotecnología ambiental]. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Defensoría de la Provincia de Buenos Aires (2019). Informe - Basurales a cielo abierto. La problemática en la provincia de Buenos Aires, 14p.. Disponible en: <https://www.defensorba.org.ar/pdfs/informes-tecnicos-upload-2019/informe-basurales.pdf>
- FAO. (2019). Guía teórico-práctica sobre el biogás y los biodigestores. Colección documentos Técnicos N°12. Buenos Aires.
- Garfi, M., y Ferrer, I. (2016). Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60: 599-614. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.071>
- Joe Sánchez, M. (2019). Aprovechamiento energético y material mediante digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos que se producen en el barrio Maravia-Medellín. [Trabajo de grado Maestría en Ingeniera en biotecnología ambiental]. Universidad de Antioquia.
- Mestelan, S., Lett, L., Alonso, A., Bocchio, V., Mutuberría, S., Mugnolo, A., Paris, L., Ducca Pantaleón, A., y Álvarez, E. (2016). Desafíos en la gestión de residuos sólidos urbanos en pequeñas comunidades. Trabajo breve. I Jornadas Internacionales y III Jornadas Ambientales. UNCPBA, Tandil.
- Ministerio de Economía-Provincia de Buenos Aires. (2016). Proyecciones de población por Municipio provincia de Buenos Aires 2010-2025. Ministerio de Economía de Argentina. [http://www.estadistica.ec.gba.gov.ar/dpe/images/Proyecciones\\_x\\_municipio\\_2010-2025.pdf](http://www.estadistica.ec.gba.gov.ar/dpe/images/Proyecciones_x_municipio_2010-2025.pdf)
- Sergio, L., Balbuena, G., Thill, M. E., Peralta, R., y Bampi J. (2016). Técnicas para la proyección de hogares y su aplicación a la provincia de buenos aires y sus 16 dominios de estimación. *Estudios de Población*, 2(3): 9-19. <http://www.estadistica.ec.gba.gov.ar/dpe/images/Revista%20Poblacio%CC%81n%20III%20-%20con%20tapa.pdf#page=10>
- Sistema de Apoyo Metodológico a Laboratorios de Interés Agropecuario-SAMLA. (2004). Manual de procedimientos. SAMLA.
- Varnero, M. (2011). Manual de Biogás. Ministerio de energía de Chile. ISBN 978-95-306892-0. 120 p.

# Aprovechamiento energético de residuos orgánicos de fincas cafeteras en el departamento del Tolima, Colombia

Artículo largo



Mauricio Hernández-Sarabia\*; Juan Sierra; Liliana Delgadillo

Grupo de Investigación GMAE, Facultad de Ingeniería, Universidad de Ibagué, Colombia

\*mauricio.hernandez@unibague.edu.co

## Resumen

En las fuentes hídricas del departamento del Tolima se estima un vertimiento de aguas mieles producto del beneficio del café, de 4000 toneladas/año de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de carga orgánica. Una alternativa para la mitigación de esta contaminación hídrica es la co-digestión anaerobia (estiércol de cerdo y aguas mieles), en biodigestores tipo Taiwán. Con el apoyo de la Gobernación del Tolima y el Sistema General de Regalías, se financió la instalación de 30 biodigestores. En este artículo se presenta la evaluación de 6 biodigestores, ubicados desde 1185 a 2006 msnm. El potencial de biogás promedio fue de 1484 kg/día, con un rango de concentración de CH<sub>4</sub> entre 44,5 % y 59,3 %v, tras su paso por el filtro de H<sub>2</sub>S. El biogás producido fue aprovechado mediante un sistema térmico asistido, para suministrar energía adicional a los secadores solares en el proceso de secado del café pergamino, principalmente.

### Palabras clave:

Aguas mieles de café; Aprovechamiento térmico; Beneficio de café; Biogás; Digestión anaeróbica; Secado de café; Pergamino.

## Energy use of organic waste from coffee farms in Tolima, Colombia

### Abstract

In the water sources of the department of Tolima, it is estimated that 4,000 tons/year of Biochemical Oxygen Demand (BOD) of organic load are discharged into the water sources from coffee processing. One alternative for mitigating this water pollution is anaerobic co-digestion (pig manure and coffee's honey water) in Taiwan-type biodigesters. With the support of the Governor's Office of Tolima and the General Royalties System, the installation of 30 biodigesters was financed. This article presents the evaluation of 6 biodigesters, located from 1,185 to 2,006 meters above sea level. The average biogas potential was 1,484 Kg/day, with a CH<sub>4</sub> concentration range between 44,5 % and 59,3 %v after passing through an H<sub>2</sub>S filter. The biogas produced was used by means of an assisted thermal system to supply additional energy to the solar dryers in the parchment coffee drying process, mainly.

### Keywords:

Agroindustrial coffee process; Coffee honey water; Anaerobic digestion; Thermal utilization; Biogas; coffee drying.

**Forma de citar:** Hernández-Saravia, M., Sierra, J., y Delgadillo, L. (2021). Aprovechamiento energético de residuos orgánicos de fincas cafeteras en el departamento del Tolima, Colombia. RedBioLAC, 5, 29-34.

## Introducción

El departamento del Tolima presenta una productividad agrícola cafetera de 119 490,27 toneladas obtenidas de un área de 102 253 hectáreas, que representa el 12,2 % de la producción total en Colombia, lo que le otorga el tercer lugar a nivel nacional, (Agronet, 2019). La actividad cafetera del Tolima impacta en la economía de más de 61 358 familias en la región, es decir, cerca del 68 % de su población rural (Federación Nacional de Cafeteros, 2021). La generación de residuos producto de la agricultura cafetera a nivel nacional es de 12 000 toneladas, conformados por residuos ordinarios, reciclables, borra y peligrosos. Debido a esta alta cantidad de residuos se ha estimado una contribución a los GEI en un 6,2 % para el año 2018 y una tasa de consumo de agua 95 litros/kg cps. Aproximadamente 4000 toneladas de DBO/año, son vertidas en las fuentes hídricas de la región, (Federación Nacional de Cafeteros, 2018).

Las actividades agropecuarias en la zona rural del Tolima involucran la crianza y producción pecuaria de animales bovinos (3,9 %) y porcinos (1,18 %) (ICA, 2021). Por tal razón, la generación de materia orgánica (excretas) son una fuente de contaminación ambiental debido a sus agentes patógenos y aporte al incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). De ahí que las fincas cafeteras requieran de un sistema de mitigación frente al impacto ambiental generado tras las actividades agropecuarias en conjunto con el proceso de postcosecha del café. En ese sentido, la implementación tecnológica del biodigestor ha demostrado ser una alternativa eficiente, (Rojas-Reina *et al.*, 2020).

La digestión anaerobia es el proceso de descomposición de la materia orgánica sometida a un ambiente ausente de oxígeno y exposición a microorganismos metanogénicos para la producción de biogás, (Rivas, 2010). Mediante este proceso el biodigestor es una herramienta para el tratamiento de los residuos empleados como sustratos de alimentación. De igual manera, es una fuente de producción de biofertilizante por las propiedades fisicoquímicas del biol (Trejo-Lizama, 2020). El potencial energético del biogás producido por digestión anaerobia es de 5,9 kWh de electricidad equivalente de 1 m<sup>3</sup> (60 %v CH<sub>4</sub>), (Salman, 2017). La producción de biogás previene la tala de árboles, debido a que la cantidad mencionada anteriormente de producción de biogás equivale a 1,6 kg de leña/persona-día y a su vez, mejora la calidad de vida de los caficultores al discontinuar el uso de la leña (Herrero, 2019).

Inicialmente, la aplicación del biogás es para uso como biocombustible en la cocción de alimentos. Sin embargo, los estudios que se llevan actualmente en este campo han propuesto su uso para la agricultura cafetera en el proceso de secado del café, mediante la innovación tecnológica que expone el sistema térmico asistido por biogás, se estima un uso aproximado de cuatro horas de biogás por día para

preservar una temperatura de 40 °C en la marquesina, (Hernández-Sarabia *et al.*, 2021).

## Metodología

### Ubicación de los biodigestores y sistemas térmicos

Los 30 biodigestores instalados se encuentran distribuidos en 13 de los 47 municipios del departamento del Tolima, en las zonas rurales cafeteras montañosas en un rango entre 1185 y 2006 metros sobre el nivel del mar (msnm) y temperaturas ambientes promedio entre 15 °C y 34 °C. La evaluación del desempeño de los biodigestores se enfocó en factores como: producción de biogás, concentración de metano del biogás generado y aprovechamiento del biogás producido. En este sentido, se seleccionaron seis sistemas térmicos asistidos por biogás (STAB). La selección se realizó teniendo en cuenta el acceso a la zona rural y la disposición de los productores para el manejo y toma de datos.

### Caracterización de los residuos

El estiércol de cerdo y las aguas mieles fueron empleadas en la alimentación de cada uno de los biodigestores. El proceso se estandarizó entre 70 a 80 L/día en co-digestión de estiércol/aguas mieles, mediante una proporción de 70 %/30 %, respectivamente, en una dilución con agua en proporción 1:3. De esta manera se estableció un tiempo de retención hidráulico para cada uno de los biodigestores, entre 40 a 45 días en promedio, tiempo flexible debido a las condiciones climáticas y de alimentación de 3 a 4 veces por semana, más la disposición de estiércol, de las aguas mieles de café según la frecuencia de recolección y la alimentación del biodigestor programada por los productores de acuerdo con sus labores diarias.

### Biodigestor y filtro de ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S)

Los biodigestores tienen un volumen de 4,71 m<sup>3</sup>, construidos en membrana de PVC y PP, con una longitud de 6 m y un diámetro de 1 m. Además, cuentan con filtro de ácido sulfhídrico para la remoción de este ácido en el biogás, en la primera etapa emplean carbón activado y en la segunda etapa óxido de hierro.

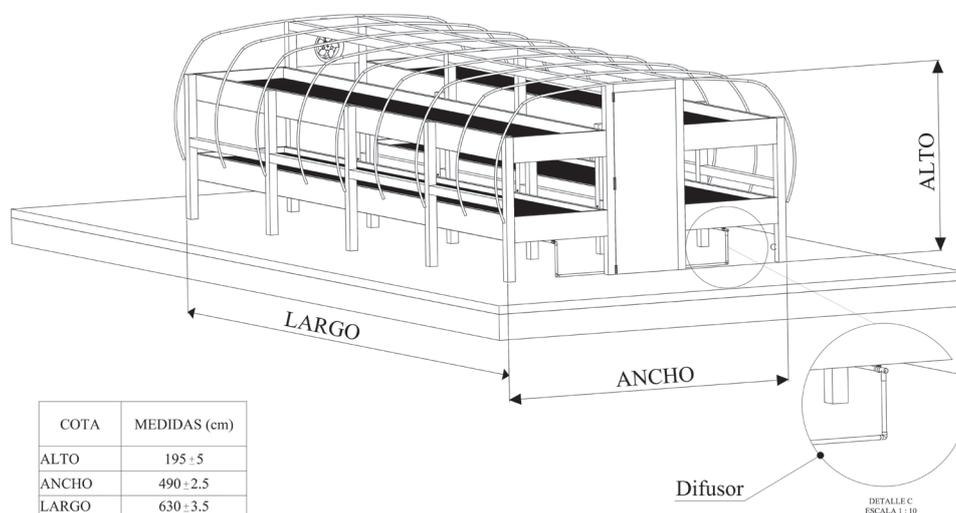
### Sistema térmico asistido por biogás (STAB)

El STAB instalado consta de un motor ventilador de 0,37 kW(1/2HP) y 1800 revoluciones por minuto (rpm), alimentado a 110 V<sub>CA</sub>. Este motor es empleado para tomar aire del ambiente y calentarlo mediante un quemador tipo flauta donde se hace la combustión del biogás, hasta una temperatura entre 40 a 45 °C. Mediante la transferencia de energía entre los gases de combustión del biogás y el aire ambiente captado por el motor ventilador en un

intercambiador de calor de flujo cruzado, se garantiza que estos gases de combustión no tienen contacto con el aire para el secado, esto evita una posible contaminación que pueda afectar la calidad del café.

Secador solar de café (Marquesina) y difusor de aire caliente (DAC)

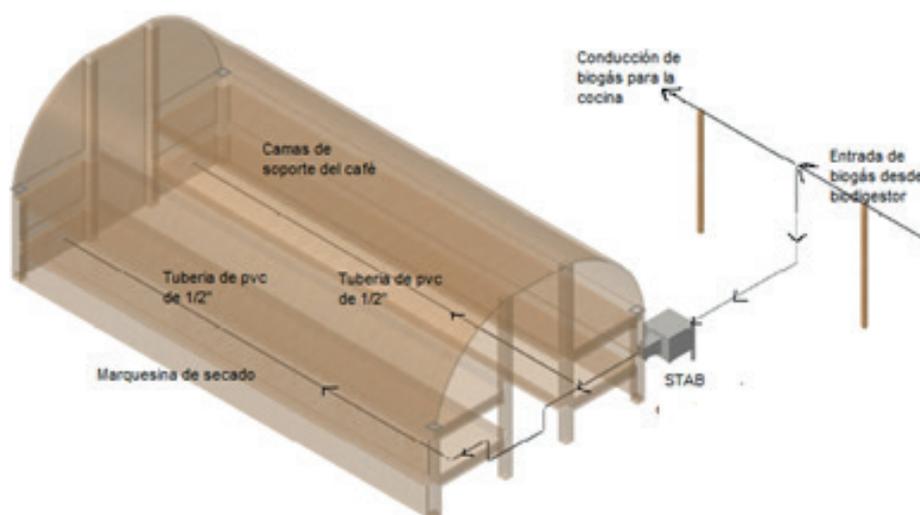
La marquesina empleada en el proceso presenta unas dimensiones que se ilustran en la **Figura 1**.



**Figura 1** | Plano dimensional de la marquesina y sus dimensiones.

Diseñadas en madera de la región con soportes y arcos de PVC, con una cubierta de lona plástica de polietileno con resistencia a los rayos ultravioleta, cuenta con dos hileras internas de doble cama que soportan el café para el secado en una malla plástica con soporte de madera. El DAC consta de un acople de 4 pulgadas con reducción a 1/2 in, para el

ingreso del aire caliente proveniente del STAB. La tubería del difusor, que es de la longitud de la marquesina, cuenta con agujeros de 12 mm de diámetro cada 10 cm de longitud, para la distribución homogénea del aire caliente en toda el área de la marquesina de secado. La **Figura 2**, presenta un esquema del sistema DAC instalado en las fincas cafeteras.



**Figura 2** | Esquema general del sistema de difusor caliente DAC.

### Mediciones de concentración del biogás, presión y temperatura en el biodigestor

Se utilizó el equipo Multitec® 540 SEWERIN. La concentración del biogás se midió a la salida del filtro de ácido sulfhídrico del biodigestor y las concentraciones de

H<sub>2</sub>S a la entrada y salida. La presión interna del biodigestor se midió en el mismo punto a la salida del filtro, se usó un manómetro en U de columna de agua, con un rango de 0 a 30,5 centímetros de agua. Todas las mediciones fueron tomadas por triplicado, y se obtuvo el promedio aritmético y la desviación estándar. La temperatura se midió por medio

de un termómetro digital con un rango entre -50 a 75 °C. Cada medición se tomó en un intervalo de 10 minutos durante un periodo de una hora; así se obtuvo el promedio aritmético de esta variable en la zona de ubicación del

biodigestor. A los biodigestores ubicados se les instaló cubierta plástica (**Figura 3**), similar a la utilizada en las marquesinas para incrementar la temperatura interna.



**Figura 3** | Cubierta de biodigestores.

Asimismo, en la fosa donde se instaló el biodigestor, se instaló una lona de tela para aislarlo del suelo. Las temperaturas fueron tomadas durante los meses de junio y julio de 2021.

### Cálculo de potencial de energía

El potencial de energía se calculó mediante un código desarrollado con el software de Python, con base en las variables obtenidas del seguimiento y control del STAB tales como: altura en columna de agua, temperatura del entorno en el biodigestor, dimensiones del biodigestor y la concentración del biogás, con base en la ley de gases

ideales. De esta forma, se determinó la capacidad energética del biodigestor en términos de masa de biogás ( $m_{\text{biogás}}$  kg) y su equivalente en electricidad (kWh), teniendo en cuenta la relación hallada en la investigación de Salman *et al.*, (2017). El volumen de biogás dentro del biodigestor se calculó de acuerdo con las condiciones de trabajo establecidas desde el diseño y verificadas en campo.

### Resultados y discusión

El proceso de seguimiento y control de los STAB se obtuvo de las mediciones consignadas en la **Tabla 1**, de acuerdo con las variables de operación de interés en este estudio.

**Tabla 1** | Caracterización de STAB de las seis fincas de estudio.

Municipio	Ataco	Chaparral	Dolores	Planadas	Rioblanco	Villahermosa
Finca	Lindosa	La Alcancía II	Kamala	Costa Rica	La Miranda	El Placer
CH <sub>4</sub> (% Vol.)	49,9 ± 0,76	58,0 ± 0,25	52,7 ± 0,40	58,4 ± 0,98	52,6 ± 1,00	45,7 ± 1,25
CO <sub>2</sub> (% Vol.)	22,1 ± 1,45	22,0 ± 1,23	34,2 ± 1,55	29,2 ± 1,91	18,0 ± 1,24	40,0 ± 2,10
H <sub>2</sub> S (ppm) E.**	235,5 ± 2,5	227,0 ± 4,3	242,5 ± 4,9	208,4 ± 5,2	221,2 ± 7,1	197,3 ± 3,1
H <sub>2</sub> S (ppm) S.**	47,5 ± 0,35	45,3 ± 0,71	48,2 ± 0,36	40,9 ± 1,90	42,7 ± 2,90	38,4 ± 2,52
T. bio. (°C) *	30,1 ± 0,64	37,2 ± 1,05	33,1 ± 0,74	35,0 ± 1,12	33,4 ± 0,87	32,1 ± 0,91
P. (cm H <sub>2</sub> O) *	3,80	12,70	5,08	10,00	12,00	3,81
$m_{\text{biogás}}$ (kg) *	1467	1579	1559	1468	1362	1467
Equi. (kWh) *	8,8	12,4	9,2	9,7	8,0	8,6

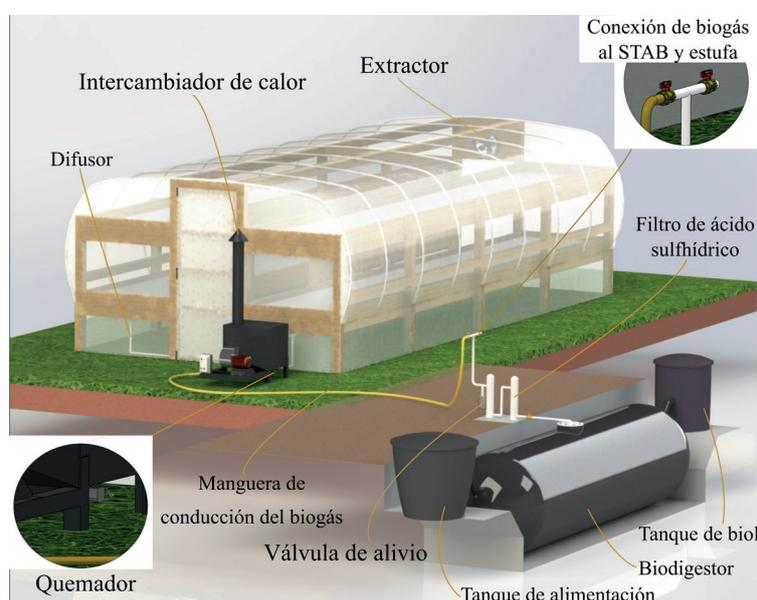
\*Temperatura biodigestor, presión, masa de biogás y equivalencia eléctrica. \*\* Entrada y salida.

Debido a las condiciones de geolocalización y meteorológicas de las fincas de estudio, y a la varianza del proceso de alimentación de los biodigestores, se puede evidenciar una producción potencial de biogás entre 1362 a 1597 kg/día, suficiente energía para la cocción de alimentos, (Castro, 2017). Por lo cual, cada sistema dispone de alrededor de un 30 % del volumen total del biodigestor y una capacidad entre 8,0 a 12,4 kWh/día, energía limpia que se produce mediante un generador, (Giwa, 2020). La producción de metano se encuentra en el rango establecido por las fincas de estudio y son similares a los reportados en el estudio realizado por Hernández-Sarabia.

En las mediciones tomadas de  $H_2S$  antes y después del filtro, se obtuvo una remoción de aproximadamente del 80 %, de

esta forma se previno la corrosión de las partes metálicas de la estufa y la toxicidad del biogás en el entorno como lo reporta también (Martín Herrero, 2019).

El diseño STAB de la **Figura 4** se ha realizado para el aprovechamiento del potencial de energía calculado para cada finca, a través del funcionamiento del intercambiador de calor, quemador y difusor. De esta manera, se pretende acelerar el proceso de secado del café, ingresando aire a la marquesina a 40 °C. No obstante, el sistema cuenta con un extractor de aire para el control de la temperatura interna de la marquesina (> 45 °C), ya que se busca las condiciones de un secado para cafés especiales. Actualmente, se realizan pruebas piloto a fin de estandarizar el uso del biogás hasta 4 horas/día promedio dentro del proceso de secado.



**Figura 4** | Sistema térmico asistido por biogás instalado en fincas cafeteras del Tolima.

El uso del biogás producido mediante la mezcla de sustrato para la co-digestión estandarizada en el estudio para la alimentación de los biodigestores, reduciría la actual aportación de las emisiones agregadas de GEI procedente del estiércol de cerdo en un 40 % (4,87 kg de  $CO_2$ ), a raíz del uso del biocombustible en el proceso de secado de café, (Philippe, 2015).

## Conclusiones

De acuerdo con los parámetros de evaluación de los biodigestores analizados, se tiene que la finca La Alcancía II dispone del mejor desempeño comparada con las demás. Esto debido a que presenta una producción de 1579 kg de masa de biogás correspondiente a una concentración de metano del  $58,0 \% \pm 0,25$ , desarrollada a una temperatura de  $37,2 \text{ °C} \pm 1,05$  en la zona del biodigestor. Además, el aprovechamiento de los residuos generados (estiércol de cerdo y aguas mieles) de la finca, dispone de una equivalencia eléctrica de 12,4 kWh, se podría aprovechar

mediante el uso de un generador eléctrico. No obstante, el aprovechamiento de tales residuos en las fincas de estudio se establece como una mejora para el secado del café a raíz de la implementación del STAB, ya que la energía producida permite desarrollar un proceso aún en condiciones climáticas no favorables. Por lo tanto, se evita la contaminación de las fuentes hídricas al disponer de una nueva fuente de energía para la cocción de alimentos, esto minimizaría la tala de árboles y afectaciones a la salud del caficultor. En consecuencia, el sistema térmico asistido por biogás desarrolla una contribución de sostenibilidad a la agricultura cafetera en mediación con el cuidado del medioambiente.

## Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo de la Gobernación del Tolima en la financiación del proyecto, código BPIN 2016000100049, Innovación de procesos a nivel de

poscosecha para la incorporación de valor agregado en la diferenciación de cafés especiales del Tolima, convenio de cooperación especial convenio N1874-2018. De igual manera, a la Universidad de Ibagué por el apoyo financiero, técnico y administrativo del proyecto código 18-487-ESP.

## Referencias

- Agronet. (2019). Reporte: Área, Producción y Rendimiento Nacional por Cultivo. Agronet. Ministerio de Agricultura. <https://www.agronet.gov.co/estadistica/Paginas/home.aspx?cod=1>
- Castro, L., Carballo, M., Martí-Herrero, J., y Escalante, H. (2017). Monitoreo a escala de real de un digestor anaeróbico de bajo costo instalado en una planta de sacrificio animal. *RedBioLAC*, 1, 37-43.
- Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. (2018). Informe de Sostenibilidad. 2015-2018. <https://federaciondefcafeteros.org/app/uploads/2019/11/Informe-de-Sostenibilidad-2015-2018.pdf>
- Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. (2021). Estadísticas Cafeteras. Recuperado el 5 de agosto <https://federaciondefcafeteros.org/wp/estadisticas-cafeteras/>
- Giwa, A. S., Ali, N. & Asif, M., (2020). Swine manure valorization in fabrication of nutrition and energy. *Applied Microbiology Biotechnology*, 104, 9921-9933. <https://doi.org/10.1007/s00253-020-10963-8>
- Hernández-Sarabia, M., Sierra-Silva, J., Delgadillo-Mirquez, L., Ávila-Navarro, J., & Carranza, L. (2021). The potential of the biodigester as a useful tool in coffee farms. *Applied Sciences*, 11, 6884. <https://doi.org/10.3390/app11156884>
- ICA, Instituto Colombiano Agropecuario. (2021). Censo Pecuario Nacional. <https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018>
- Martí-Herrero, J. (2019). Biodigestores Tubulares: Guía de Diseño y Manual de Instalación. *RedBioLAC*.
- Philippe, F. X., & Nicks, B. (2015). Review on greenhouse gas emissions from pig houses: production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure. *Agriculture Ecosystem, & Environment*, 199, 10-25. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.015>
- Rivas, O. Biodigestores: factores químicos, físicos y biológicos relacionados con su productividad. (2010). *Revista Tecnología en Marcha*, 23(1), 39-46.
- Rojas-Reina, C. J., Mosquera Beltrán, Y. N., Acosta Dueñas, L. J., Carrillo Malpica, M. F., Parra Ortiz, M. A., y Lara Murcia, L. A. (2020). Estudio integral de un biodigestor desde el punto de vista microbiológico y uso del biol como bioabono en Los Llanos Orientales de Colombia. *RedBioLAC*, 4, 107-112.
- Salman, C. A., Schwede, S., Thorin, E., & Yan, J. (2017). Enhancing biomethane production by integrating pyrolysis and anaerobic digestion processes. *Applied Energy*, 204, 1074-1083. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.006>
- Trejo-Lizama W., Uicab, A. J., y Castillo-Caamal J. (2020). Evaluación del efluente de biodigestor como fertilizante orgánico en cultivo de maíz. *RedBioLAC*, 4, 125-129.

# Uso de proceso micro aireación para reducir concentración de H<sub>2</sub>S en biodigestores tubulares de geomembrana

Artículo largo



Hugo Torres Trujillo; Maxence Affre; Thomas Guerin Calmettes; Alexander Bennet Eaton

Laboratorio y taller de investigación y desarrollo de Sistema.bio

\*max@sistema.bio

## Resumen

Se investigó el impacto de la micro aireación sobre la concentración de sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) en biodigestores flexibles alimentados con estiércol de vaca y cerdo. Se realizaron las siguientes tres pruebas:

La primera permitió identificar una relación óptima de inyección de aire para minimizar la concentración de H<sub>2</sub>S en biodigestores alimentados con estiércol de vaca y de cerdo en proporción volumétrica de aire inyectado de 5 y 8 %, respectivamente, sobre producción de biogás.

La segunda ayudó a cuantificar el impacto de la micro aireación en la concentración de H<sub>2</sub>S durante 30 días de pruebas. La fermentación del estiércol de vaca y de cerdo resultó en una disminución respectiva del 94 y del 88 % en la concentración de H<sub>2</sub>S.

La tercera reveló que incluso con inyección constante de aire, el sistema no alcanzó el nivel de explosivo bajo (LEL) en el digester durante cuatro días de inyección continua.

### Palabras clave:

Biogás; Digestión anaerobia; Micro aireación; Sulfuro de hidrógeno.

## Use of micro aeration to reduce the H<sub>2</sub>S concentration in geomembrane tubular biodigesters

### Abstract

This study investigated the impact of micro aeration on the hydrogen sulfide (H<sub>2</sub>S) concentration in flexible digesters fed with cow and pig dung. Three different series of tests were run:

The first test identified an optimal air injection ratio to minimize H<sub>2</sub>S concentration within bio digesters fed with cow and pig dung: respectively at 5 and 8 % of air to biogas production volume ratio.

The second test quantified micro aeration impact on H<sub>2</sub>S concentration over 30 days. The fermentation of cow and pig dung under micro aeration conditions resulted in a decrease of the H<sub>2</sub>S concentration of 94 % and 88 %, respectively.

The third test revealed that even with continuous air injection, the system did not reach the Low Explosive Level (LEL) in the digester during 4 days of continuous injection.

### Keywords:

Biogas; Anaerobic digestion; Micro aeration; Hydrogen sulfide.

**Forma de citar:** Torres Trujillo, H., Affre, M., Guerin Calmettes, T., y Bennet Eaton, A. (2021). Uso de proceso micro aireación para reducir concentración de H<sub>2</sub>S en biodigestores tubulares de geomembrana. Red BioLAC, 5, 35-40.

## Introducción

La fermentación anaeróbica (FA) es un proceso bioquímico bien conocido por ser efectivo para la conversión de materia orgánica en metano (CH<sub>4</sub>), el cual es un subproducto de la FA que puede ser usado como combustible para producir energía térmica, mecánica o eléctrica. La FA es entonces una tecnología ambiental que a corto plazo reduce la contaminación y la emisión de gases de efecto invernadero (Lim & Wang, 2013).

El término micro aireación se define como la adición de pequeñas cantidades de oxígeno dentro de una (FA) para lograr procesos aeróbicos y anaeróbicos dentro de un mismo biodigestor. Se sabe que la presencia de oxígeno puede detener el metabolismo de la metanogénesis, puesto que se trata de bacterias anaeróbicas estrictas. Sin embargo, existe también evidencia del aumento en la concentración del metano obtenido de una FA cuando se trata de cierta materia orgánica en presencia de pequeñas cantidades de oxígeno (Botheju & Bakke, 2011).

La micro aireación impacta en diferentes etapas, a los cuatro pasos de la FA, al producir precursores de los siguientes pasos de fermentación (Batstone *et al.*, 2002), además de permitir que el carbono (C) disuelto se convierta fácilmente en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). También se ha mostrado en la hidrólisis que la velocidad de conversión limita en gran medida la conversión final a CH<sub>4</sub> en el proceso metanogénico (Botheju *et al.*, 2010). La degradación anaeróbica de la materia orgánica<sup>1</sup> que contiene azufre y la presencia de sulfatos en los residuos orgánicos, genera uno de los principales contaminantes del biogás: el sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S). El H<sub>2</sub>S que se genera dentro del biodigestor comúnmente representa un peligro para la salud, emite malos olores y es precursor de ácidos corrosivos que deterioran equipos e instrumentos féreos y cupríferos al entrar en contacto con este (Noyola *et al.*, 2006).

Diferentes métodos de remoción de H<sub>2</sub>S pueden ser utilizados, los más comunes son los filtros de carbón activado o enriquecidos en óxidos de fierro y la adición de compuestos químicos en los lodos en la entrada del reactor, esto aumenta los gastos adicionales a los costos de

operación de un biodigestor (Bordeleau & Droste, 2011; Tartakovsky *et al.*, 2011). Últimamente, varios estudios presentaron evidencias de que la micro aireación puede ayudar a disminuir significativamente la presencia de H<sub>2</sub>S; en comparación con otros métodos, además esta requiere de poca inversión y se integra fácilmente con sistemas ya instalados.

## Metodología

### Material experimental

**Biodigestores:** Se seleccionaron diferentes tamaños de biodigestores, alimentados con estiércol de ganado bovino o porcino. La producción promedio diaria de biogás de los sistemas seleccionados está presentada en la **Tabla 1**, los valores presentados en esta son parte del catálogo de Sistema.bio<sup>1</sup>. Los biodigestores estudiados se instalaron en clima templado con una temperatura promedio diaria entre 14 y 18 °C.

**Bomba de aire:** Se usó una mini bomba de diafragma plástico modelo R385 de marca genérica, con un voltaje de trabajo de 12VDC, un consumo de 5Wh y un caudal de 2 L min<sup>-1</sup>. El caudal de aire teórico suministrado por la bomba fue confirmado por medición con un caudalímetro mecánico. La bomba tiene una válvula antirretorno integrada para evitar que el biogás se escape a través de esta y está programada para repetir ciclos ON/OFF e inyectar exactamente el volumen de aire requerido.

**Manguera:** Para estas pruebas, la bomba se conectó con el biodigestor a través de una manguera de PVC flexible, con un diámetro de ¼ pulgadas y esta se conectó en la brida de salida de biogás del reactor.

**Medidor de H<sub>2</sub>S:** Se utilizó un analizador de composición de biogás “GAS DATA LTD” modelo GFM 416 (GFM SERIES). Este equipo permitió medir la composición del biogás con los siguientes parámetros: CH<sub>4</sub>, el porcentaje de LEL, el O<sub>2</sub> (rango de medición de 0 hasta 100 % con precisión de ±1 %) y H<sub>2</sub>S en ppm (rango de medición de 0 hasta 5000 ppm con precisión de ±5ppm).

**Tabla 1** | Modelos Experimentales de trabajo.

Biodigestor	Volumen total del biodigestor (m3)	Tipo de desecho	Producción diaria de biogás (m <sup>3</sup> )
a.	16	Bovino	3,6 m <sup>3</sup>
b.	30	Porcino	7,9 m <sup>3</sup>
c.	20	Bovino	4,8 m <sup>3</sup>
d.	40	Bovino	9,6 m <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Liga del catálogo: recursos descargables – Catálogo México: [https://sistema.bio/wp-content/uploads/2021.02\\_MEXICO\\_CATALOGO\\_LQ.pdf](https://sistema.bio/wp-content/uploads/2021.02_MEXICO_CATALOGO_LQ.pdf)

## Disposición experimental

Para este estudio se llevaron a cabo tres pruebas diferentes.

### i. Prueba i: Búsqueda de la cantidad óptima de aire a inyectar

Esta prueba de corto plazo (6 días) tuvo como propósito identificar la cantidad óptima de aire para disminuir la concentración de  $H_2S$  con desechos bovinos y desechos porcinos. Por esta razón, se inyectaron diferentes cantidades de aire en dos biodigestores:

- **biodigestor a:** biodigestor tipo *tubular* de  $16 m^3$  con desechos bovinos.
- **biodigestor b:** biodigestor tipo *tubular* de  $30 m^3$  con desechos porcinos.

Durante 6 días consecutivos a cada biodigestor se inyectó la misma cantidad diaria de aire. Se midió la concentración de  $H_2S$  (ppm) el día 0 (estado inicial sin micro aireación) y una vez al final de cada uno de los siguientes 6 días. Entre cada serie de prueba y antes de un cambio de inyección de aire, los sistemas se dejaron descansar durante aproximadamente 10 días para que el  $H_2S$  del biogás se recuperara. La **Tabla 2** presenta las cantidades de aire inyectadas en cada serie de 6 días para cada uno de los dos digestores seleccionados.

Estas cantidades se presentan en litros por día y el porcentaje de volumen de aire inyectado en el cielo gaseoso sobre el volumen de biogás teórico producido diario ( $V_{\text{aire inyectado}} / V_{\text{biogás producido}}$ ).

**Tabla 2** | Prueba i - cantidades de aire inyectadas durante tres pruebas distintas con los biodigestores a y b.

Prueba, serie n° (6 días de inyección)	Biodigestor	Porcentaje de aire inyectado (v aire inyectado / v biogás producido)	Aire inyectado diario (L/d)	Tiempo de funcionamiento diario de la bomba (minutos)
i. Serie 1	a	2 %	72	36
	b	4 %	316	158
i. Serie 2	a	4 %	144	72
	b	6 %	632	316
i. Serie 3	a	5 %	216	108
	b	8 %	948	574

### ii. Prueba ii - Monitoreo de impacto de la inyección de aire en la concentración en $CH_4$ y $H_2S$ durante 30 días seguidos.

En esta prueba se inyectó una cantidad continua de aire en los reactores a, b, c y d durante 30 días consecutivos (referirse a la **Tabla 1** para revisar las características de los biodigestores). Se inyectó diariamente el porcentaje ( $V_{\text{aire inyectado}} / V_{\text{biogás producido}}$ ) de aire óptimo encontrado en la prueba (i), es decir, 5 % para los digestores con desechos bovinos (a, c, y d) y 8 % para los digestores con desechos porcinos (b). Cada 5 días se midió la concentración de  $CH_4$  y  $H_2S$  en el biogás producido por cada uno de los cuatro reactores.

### iii. Prueba iii - de seguridad con caso extremo de inyección continua de aire

El propósito de esta prueba fue cuantificar el riesgo de explosión debido a la inyección de aire, en el caso extremo, que la bomba funcionara 24/7, por una falla de la programación de los ciclos intermitentes (ON/OFF). En efecto, la mezcla de aire con  $CH_4$  puede representar un riesgo de explosión en ciertas proporciones. Durante un periodo de 96 horas, continuamente, se inyectó aire con una bomba de caudal  $2L \text{ min}^{-1}$  en el reactor c de  $20 m^3$  y se monitoreó la concentración en oxígeno ( $O_2$ ) y el porcentaje del LEL.

### Análisis de composición de biogás

En cada una de las tres pruebas se analizó la composición del biogás con un enfoque en el  $CH_4$ , el  $H_2S$  y el  $O_2$ . Por tal motivo, siempre se usó el mismo equipo: el analizador de composición de biogás “GAS DATA LTD” modelo GFM 416 (GFM SERIES).

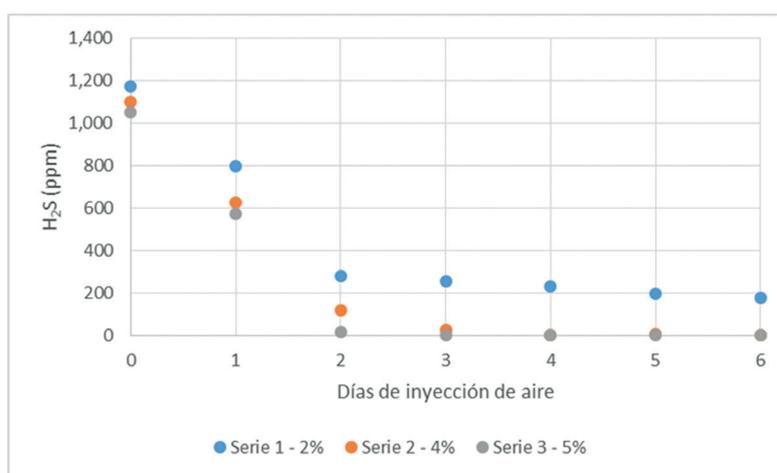
## Resultados y discusión

### Prueba i - Búsqueda de la cantidad óptima de aire a inyectar para minimizar $H_2S$

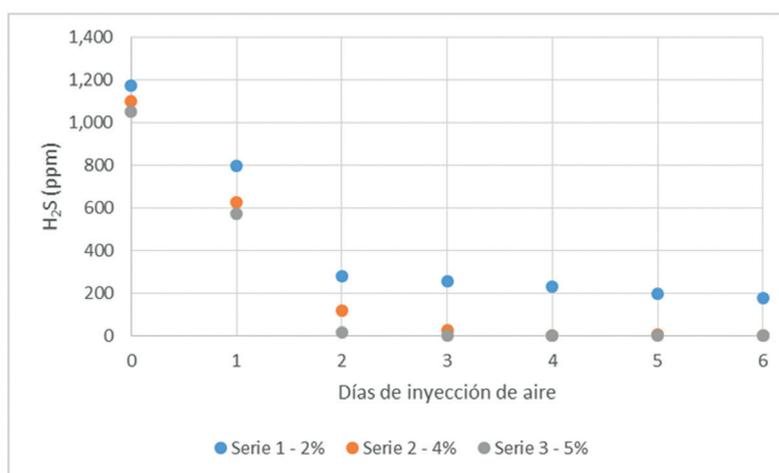
En esta prueba se midió diariamente la concentración de  $H_2S$  en una serie de 6 días de inyección. En las pruebas, el día 0 representa la concentración en  $H_2S$  sin micro aireación como línea base, lo cuales fueron en promedio:

- 1110 ppm  $H_2S$  en el biodigestor (a) con desechos bovinos;
- 2210 ppm  $H_2S$  en el biodigestor (b) con desechos porcinos.

Para calcular el % de disminución de la concentración de  $H_2S$  se midió la diferencia de concentración de  $H_2S$  entre el día 0 y el día correspondiente, además se buscó la cantidad de aire óptima a inyectar, es decir, la cantidad de aire que permite lograr la disminución mayor en  $H_2S$  en menor tiempo.



**Figura 1** | Impacto de micro aireación sobre concentración de H<sub>2</sub>S con diferentes volúmenes de aire en biodigestor (a).



**Figura 2** | Impacto de micro aireación sobre concentración de H<sub>2</sub>S con diferentes volúmenes de aire en biodigestor (b).

En el caso bovino, la serie 1 se inició con una concentración en H<sub>2</sub>S de 1175 ppm, la serie 2 con una concentración en H<sub>2</sub>S de 1100ppm y la serie 3 con una concentración en H<sub>2</sub>S de 1050ppm. Como se puede observar en el **Figura 1**, la micro aireación disminuyó la concentración de H<sub>2</sub>S para las tres series de pruebas. Además, la concentración de H<sub>2</sub>S alcanzó un valor estable dos días después de empezar la micro aireación y es más eficiente cuando se aumenta el volumen de aire inyectado. Se logró una reducción de H<sub>2</sub>S cercana al 100 % (H<sub>2</sub>S no detectado) después de cuatro días de inyección seguida, con un volumen inyectado de 4 % de aire: producción de biogás, y dos días con 5 %. Entre estas dos tasas, se eligió la tasa de 5 % como tasa óptima por su rápido impacto sobre la disminución de la concentración en H<sub>2</sub>S.

En el caso porcino la serie 1 inició con una concentración en H<sub>2</sub>S de 1950 ppm, la serie 2 con una concentración en H<sub>2</sub>S de 2450 ppm y la 3 con una concentración en H<sub>2</sub>S

de 2235 ppm. Como se observa en el **Figura 2**, la micro aireación disminuyó la concentración de H<sub>2</sub>S presente en el biodigestor en los tres casos. También se observó que la cantidad de H<sub>2</sub>S disminuyó entre 18 y 28 % a partir del día uno y la reducción en H<sub>2</sub>S fue mayor cuando el volumen de aire inyectado aumentó. Se logró una disminución de H<sub>2</sub>S de 91 % a partir del día tres de inyección, con un volumen inyectado según la tasa de 8 %. Teóricamente, se podría lograr una disminución superior a 91 % con tasas de inyección mayores (las que se considera que se deben probar en futuros proyectos de investigación), pero en estas pruebas, arbitrariamente, se consideró 8 % como valor para limitar el efecto de dilución del valor calorífico del biogás con el N<sub>2</sub> aportado en el aire inyectado.

Se podría mejorar la remoción del H<sub>2</sub>S en el proceso de micro aireación inyectando el aire en el lado opuesto de la salida de biogás. Esto permitiría optimizar el tiempo de contacto del aire dentro del volumen gaseoso de biogás.

## Prueba ii - Monitoreo de impacto de la inyección de aire en la concentración en $H_2S$ y $CH_4$ durante 30 días seguidos

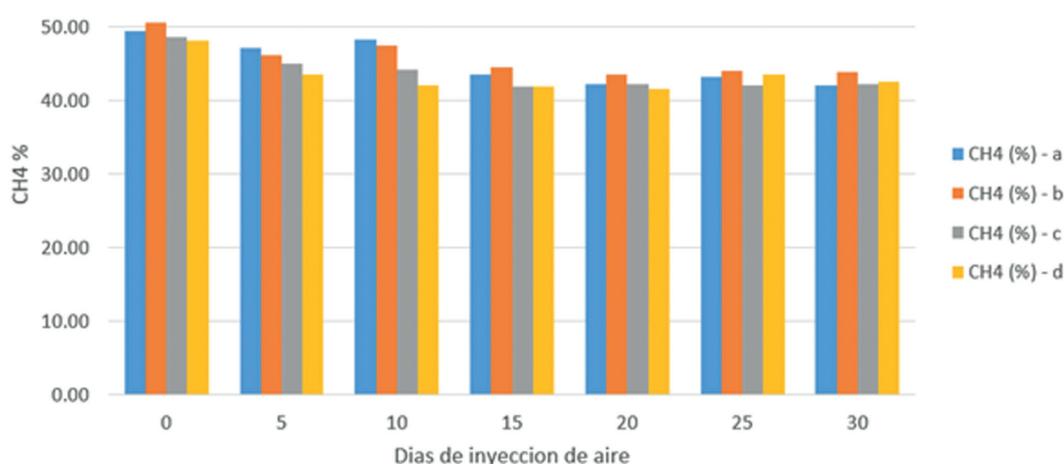
### A – $H_2S$

En la prueba ii, el objetivo fue confirmar el rendimiento de las tasas de inyección elegidas en la prueba i con inyección de aire durante 30 días para reproducir condiciones de operación continua. En los tres biodigestores con desechos bovinos se inyectó aire con una proporción de 5 %, se logró eliminar hasta el 100 % de  $H_2S$  (este no fue detectable) y con un promedio de 94 % de remoción para los tres reactores durante los 30 días de inyección. Mientras que en el biodigestor con

desechos porcinos se inyectó aire con una proporción de 8 %, se logró eliminar 88 % de  $H_2S$  en promedio, durante los 30 días de prueba. Para ambos casos, bovino y porcino, se confirma que en un tiempo de operación más largo (30 en lugar de 6 días), las dos tasas elegidas en la prueba i permiten lograr una disminución de  $H_2S$ , similar a lo que se obtuvo en la prueba i con diferentes tamaños de reactores.

### B – $CH_4$

Respecto al impacto sobre la producción de  $CH_4$  se encontró que, para ambos casos, bovinos y porcinos, la inyección de aire sí tiene un impacto en la concentración de  $CH_4$  en el biogás, lo cual se puede observar en la **Figura 3**.



**Figura 3** | Impacto de micro aireación sobre concentración de  $CH_4$  con diferentes volúmenes de aire en biodigestores a, b, c y d.

Esto ocurre por la dilución del biogás con el nitrógeno contenido en el aire inyectado. El nitrógeno es un gas neutro que se acumularía en el biogás: se puede validar este fenómeno de dilución al hacer una prueba con oxígeno puro y confirmar el impacto sobre el contenido en metano – esta prueba no está cubierta en este proyecto. En el **Figura 3**, se observa que la concentración de  $CH_4$  baja 10 % en el biodigestor (a), 11 % en el biodigestor (b) y de 12 % en los biodigestores (c y d). También se observa en esta Figura que la concentración de  $CH_4$  se estabiliza en promedio después del día 10.

Dos fenómenos adicionales a la dilución de  $N_2$  pueden explicar la reducción de la concentración de metano:

**La dilución con oxígeno residual:** las mediciones con el analizador de composición de biogás siempre indicaron una concentración en dióxigeno igual a 0↓%, lo que confirma que la disminución de la tasa en  $CH_4$  no concuerda a la dilución por el oxígeno residual.

**El aumento de la producción de  $CO_2$  debido a la activación de procesos aeróbicos de hidrólisis y de acidificación en la inhibición parcial de bacterias metanogénicas:** la inhibición parcial de bacterias metanogénicas y el aumento

de la producción en  $CO_2$  explicarían una parte ínfima de la disminución de la concentración en  $CH_4$ . En otras palabras, el oxígeno inyectado modifica teóricamente las actividades biológicas en la interfaz líquida/gaseosa, lo que representa una fracción mínima de la cantidad total de bacterias. Estos impactos no se pudieron cuantificar en este estudio.

Teniendo en cuenta el fenómeno de reducción de la concentración en  $CH_4$ , se quiere minimizar la cantidad de aire inyectado para lograr una reducción mayor en  $H_2S$ . Sin embargo, es importante precisar que la concentración en  $CH_4$  siguió siendo suficiente para encender y alimentar aplicaciones térmicas y mecánicas.

### Prueba iii - Prueba de seguridad con caso extremo de inyección continua de aire

Esta prueba permitió anticipar lo que sucedería en el peor escenario, es decir, en una situación en donde ocurriera una inyección continua en el tamaño del digestor más pequeño mediante el uso de una bomba en funcionamiento continuo durante 4 días seguidos. En el supuesto caso, este tiempo correspondería a un periodo de reacción larga para detectar el problema de funcionamiento de la bomba y pararla. Los riesgos asociados a este escenario podrían ser la generación de una mezcla explosiva dentro del reactor que puede

provocar un “backfire” o explosión del reactor. En esta situación, se inyectó en el digestor un total de 2,9 m<sup>3</sup> de aire al día, lo que representa 60 % del volumen de biogás producido diario, detallado en la **Tabla 3**.

**Tabla 3** | Composición del biogás con inyección continua de aire.

Horas	CH <sub>4</sub> (%)	H <sub>2</sub> S (%)	O <sub>2</sub> (%)	% LEL
0	44,6	0	0,00	0
24	29,90	0	1,90	0
48	26,20	0	2,60	0
72	23,30	0	6,50	0
96	22,20	0	8,90	0

El porcentaje de LEL que se midió corresponde al nivel para alcanzar una mezcla explosiva: con un LEL de 100 %, el gas analizado tiene riesgo de explosión; debajo de 100 %, le falta oxígeno para explotar. Durante los cuatro días de pruebas el % de LEL se mantuvo en 0 %. La literatura reporta que una mezcla de 5 % de CH<sub>4</sub>, con aire alcanza el LEL; el aire contiene 21 % de O<sub>2</sub>. Bajo estas condiciones, una mezcla explosiva se alcanza cuando la relación O<sub>2</sub> / CH<sub>4</sub> es de 4. En las pruebas que se corrieron, la relación O<sub>2</sub> / CH<sub>4</sub> resultó en 0,4 al día cuatro, 10 veces inferior a una mezcla explosiva. Por lo anterior, se puede concluir que dentro de las condiciones de prueba y en caso de que la bomba de aire no se detenga durante un periodo de 4 días seguidos, no existe riesgo de mezcla explosiva para el usuario.

## Conclusiones

La micro aireación es una solución efectiva para reducir la concentración del H<sub>2</sub>S presente naturalmente en el biogás. La tasa óptima de aire para el caso bovino fue del 5 % vol., se obtuvieron resultados con hasta el 100 % de remoción del H<sub>2</sub>S. Mientras que para el estiércol porcino, con una inyección de 8 % vol. de aire, se obtuvo una reducción de 88 % de H<sub>2</sub>S en promedio. Según la literatura, además de estos beneficios, el sulfuro mineral formado se depositará progresivamente en los lodos y aumentará la capacidad nutritiva de los lodos digeridos para su uso en cultivos agrícolas.

El uso adecuado de una bomba de aire con controlador para adaptar el flujo de aire a las condiciones operacionales del reactor permite una remoción eficiente del H<sub>2</sub>S, mientras se mantienen limitados los riesgos de explosión. Los resultados de eficiencia se presentaron en todas las pruebas, es decir, en escenarios en donde se usaron diferentes tamaños de biodigestores, con distintos volúmenes y tipo de materia orgánica.

Los biodigestores tubulares de bajo costo tienen un enfoque de apoyo y desarrollo sustentable para todos los pequeños

y medianos productores y la reducción eficiente de H<sub>2</sub>S disminuye una barrera de adopción importante. Este estudio permitió el desarrollo de un sistema de micro aireación en búsqueda de un producto accesible en costos que baja los riesgos de salud, abre opciones del uso de biogás más sensibles al H<sub>2</sub>S y baja los costos operativos.

## Referencias

- Lim, J. W., & Wang, J. Y. (2013). Enhanced hydrolysis and methane yield by applying microaeration pretreatment to the anaerobic co-digestion of brown water and food waste. *Waste management (New York, N.Y.)*, 33(4), 813-819.
- Botheju, D., & Rune, B. (2011). Oxygen Effects in Anaerobic Digestion – A Review. *The Open Waste Management Journal*, 411(1), 1-19. <https://doi.org/10.2174/1876400201104010001>
- Batstone, D. J., Keller, J. K., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H., & Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic digestion model No 1 (ADM1). *Water Science & Technology*, 45(10), 65-73. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0292>
- Botheju, D., Lie, B., & Bakke, R. (2010). Oxygen effects in anaerobic digestion - II. Modeling, Identification and Control, 31(2), 55-65. <https://doi.org/10.4173/mic.2010.2.2>.
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J. M., & López-Hernández, J. E. (2006). Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: Odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 5, 93-114. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2754-6>
- Bordeleau, E. L., & Droste, R. L. (2011). Comprehensive review and compilation of pretreatments for mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Water Science Technology*, 63(2), 291-296. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.052>.
- Tartakovsky, B., Mehta, P., Bourque, J.S., & Guiot, S. (2011). Electrolysis-enhanced anaerobic digestion of wastewater. *Bioresource Technology*, 102, 5685-5691. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.02.097>
- Fdz-Polanco, M., Díaz, I., Pérez, S., Lopes, A., & Fdz-Polanco, F. (2009). Hydrogen sulphide removal in the anaerobic digestion of sludge by micro-aerobic processes: Pilot plant experience. *Water science and Technology*, 60(12), 3045-3050. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.738>

# Estudio de la simulación hidrodinámica de un biodigestor doméstico de tipo tubular

Artículo largo



Erick Ramos\*; Gerardo Carranza; César Monterrosa; Priscila Gómez

Universidad Centroamericana José Simeón Cañas, El Salvador

\*eramos@uca.edu.sv

## Resumen

Esta investigación ha sido impulsada por la falta de información sobre la hidrodinámica de biodigestores tubulares, a pesar de que, la agitación al interior del biodigestor está relacionada con la producción y calidad de biogás. Por lo tanto, se propone estudiar cinco variantes de la configuración interna de un biodigestor estándar utilizando el software “Simulation CFD” y 3D “Fusion 360” de Autodesk®. La simulación 3D muestra que el biodigestor modificado con paletas cilíndricas y el biodigestor con tuberías recortadas, presentan un mejor rendimiento en el grado de agitación transversal, lo que favorece la producción de biogás. Por el contrario, el biodigestor relleno con anillos no mejora significativamente el grado de agitación, lo cual es verificado mediante un modelo experimental en condiciones similares a las utilizadas en la simulación. Los resultados muestran que la configuración de tuberías recortadas favorece la generación de biogás, proponiendo una nueva alternativa constructiva con bajo costo de implementación.

### Palabras clave:

Biodigestor;  
Simulación; Autodesk;  
Hidrodinámica;  
Biogás.

## Study of the hydrodynamic simulation of a domestic tubular-type biodigester

### Abstract

The driving force of this research is the lack of information about tubular digester hydrodynamics, despite mixing inside the digester having direct impact on biogas production and quality. Thus five variants of internal configuration of a standard tubular digester have been proposed through use of Autodesk software, mainly Fusion 360 and Autodesk CFD. Results obtained from 3D simulation show that transversal mixing performance is increased by the tubular paddle modification and the shortening of the inlet and outlet piping in the digester increase stimulation of gas production. In contrast ring polymer contact media does not significantly improve agitation. This was verified by an experimental model with similar conditions to the simulation. Also, results from the variant that has shortened piping show that an increase in biogas production is possible with low cost of implementation.

### Keywords:

Biodigester;  
Simulation; Autodesk;  
Hydrodynamics;  
Biogas.

**Forma de citar:** Ramos, E., Carranza, G., Monterrosa, C., y Gómez, P. (2021). Estudio de la simulación hidrodinámica de un biodigestor doméstico de tipo tubular. *Red BioLAC*, 5, 41-47.

## Introducción

En las últimas décadas la producción de biogás ha tomado mayor relevancia al ser una fuente de bioenergía sostenible (Servati y Hajinezhad, 2020; Barbera *et al.*, 2018; D'Imporzano *et al.*, 2018). El biogás es producido a partir de la degradación de biomasa por medio de microorganismos en condiciones anaerobias. El proceso ocurre en cuatro etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis), las cuales han sido ampliamente estudiadas en la literatura (Kashyap *et al.*, 2003; Molino *et al.*, 2013; Rowse, 2011). El proceso ocurre en espacios cerrados llamados biodigestores. Diferentes autores han propuesto distintos tipos de biodigestores a escala industrial y doméstica con el fin de llevar a cabo una biodigestión anaerobia de manera eficiente (Cuesta *et al.*, 2011; Ocaña, 2011). Sin embargo, el elevado costo de los biodigestores de estructura fija resulta una limitante para pequeños agricultores de zonas rurales, lo cual hace menos accesible este tipo de energía (Buhigas, 2010). Por este motivo durante los años 60 surgen en Taiwán, los biodigestores elaborados con materiales flexibles (membranas de nylon y neopreno) pero aún con costos elevados. Es a partir de los años 70 que se comienza a utilizar materiales de bajo costo y en la actualidad se usa PVC y polietileno, con mejoras en sus propiedades. Este tipo de material tiene comúnmente una forma tubular que se utiliza para colocar en sus extremos la entrada y salida del biodigestor y en el centro la salida de biogás, su dimensionamiento y principio de operación son bastante sencillos (Herrero, 2008).

El biodigestor tubular funciona por equilibrio hidráulico entre su entrada y salida; no obstante, en la revisión bibliográfica realizada no se ha encontrado un estudio profundo del tipo y magnitud de mezclado al interior de esta clase de biodigestor, a pesar de que el mezclado es un factor de operación requerido para maximizar la producción de biogás y crear las condiciones óptimas para la descomposición de los materiales orgánicos en el biodigestor. Además, la mezcla puede prevenir zonas con máximos y mínimos de concentración, como sedimentación en el fondo del biodigestor y escoria en la superficie del lodo (Servati & Hajinezhad, 2020; Kaparaju *et al.*, 2008; Karim *et al.*, 2005). Sin embargo, se han reportado casos donde la mezcla excesiva ha sido adversa para la producción de biogás (Benbelkacem *et al.*, 2013) por lo que es importante investigar sobre el comportamiento hidrodinámico al interior de los biodigestores.

Para estudiar el comportamiento hidrodinámico de los biodigestores es necesario experimentar de digestión a gran escala, pero estos pueden resultar en altos costos de inversión y tiempo. Sin embargo, los experimentos a escala de laboratorio y los modelos de simulación son apropiados para estudiar la mezcla al interior de un biodigestor a escala real (Subramanian *et al.*, 2015; Sadino-Riquelme *et al.*, 2018) y, por lo tanto, se utilizarán en este trabajo para estudiar la hidrodinámica al interior de un biodigestor de tipo tubular.

Diferentes autores en la literatura reportan programas utilizados para el estudio del proceso de digestión anaerobia en sus diferentes etapas. Saxena *et al.* (2019) reportan el uso de MATLAB R2014b para resolver un modelo dinámico para ecuaciones de balance de materia, tasa de crecimiento de bacterias, descomposición, entre otras. Ravendra *et al.* (2019) reportan el uso de Aspen Plus™ para optimizar el proceso producción de biogás. Li *et al.* (2019) describen también una simulación en Aspen Plus™ 7.2 para la captura de CO<sub>2</sub> del biogás por medio de la formación de hidrato de clatrato. Por otra parte, Harun *et al.* (2018) muestran en su trabajo la simulación de un proceso de biodigestión de desechos alimenticios, utilizando el programa SuperPro Designer. Sin embargo, no se han encontrado investigaciones que utilicen el CFD de Autodesk® para generar resultados en trabajos vinculados con la hidrodinámica de un biodigestor tubular.

Con base en lo expuesto anteriormente, la presente investigación se enfoca en la simulación de la hidrodinámica de un biodigestor comercial tubular (también llamado estándar en este trabajo), por medio de un software CFD de AutoDesk®. La selección de los métodos de agitación y sus respectivas configuraciones, son descritas en este trabajo; así como, los parámetros utilizados para las simulaciones realizadas. Además, se validan algunos resultados de la simulación por medio de la comparación con modelos a escala de laboratorio. Finalmente, se discuten los resultados obtenidos con el propósito de identificar qué configuraciones producen un mejor mezclado y potencialmente la mayor producción de biogás.

## Metodología

Para la selección del método de agitación y configuración del biodigestor tubular se tomaron en cuenta parámetros como: turbulencia dentro del biodigestor, disminución de zonas muertas, y aumento en la eficiencia en la producción de biogás. La primera configuración propuesta consta de anillos fijos dentro del biodigestor. A lo largo del biodigestor se colocaron 130 anillos plásticos fijos de 10 cm de diámetro y largo; estos parámetros se calcularon con base en el estudio de Herrero (2014). En la segunda configuración se colocaron dos *nozzles* cerca de la tubería de entrada del biodigestor, que introducen sustrato a un flujo de 1,8 m/s (Roberts *et al.*, 2005), y dos *nozzles* en la zona de salida que extraen el sustrato del biodigestor y que se recircula hacia las *nozzles* de la entrada. Para la tercera propuesta de configuración se recortaron las tuberías de entrada y de salida del biodigestor, dejando el extremo de entrada del sustrato más cercano a la estructura del biodigestor. La cuarta configuración se basa en la mezcla longitudinal del sustrato dentro del biodigestor. Para esto se colocó un agitador mecánico, el cual está compuesto de un eje principal con 18 paletas cilíndricas (barras de 10 cm de diámetro y 27 de largo) ubicadas de manera radial sobre el eje y el cual opera

a una velocidad de rotación de 7 rpm (Lübken, 2013); de esta manera se obtiene agitación a lo largo del biodigestor, pero de forma radial. La quinta propuesta de configuración es similar a la anterior, con la única diferencia que la forma de las paletas utilizadas es plana (2 cm de espesor y 10 cm de ancho) y que la cantidad de estas se incrementó a 26 distribuidas igualmente espaciadas a lo largo del eje. Las dimensiones y la cantidad de paletas se fijaron en función de la revisión de la bibliografía y las diferentes simulaciones realizadas en este trabajo.

La geometría de las configuraciones descritas se elaboró con el software Autodesk Fusion 360, al igual que la geometría del biodigestor estándar. Éste se encuentra conformado por un recipiente de homogenización a la entrada, tubería de alimentación, una bolsa tubular de polietileno, tubería de descarga y un recipiente colector a la salida. La geometría del biodigestor se definió siguiendo los parámetros especificados en el esquema comercial proporcionado por una empresa especializada en el diseño de biodigestores.

Las simulaciones del biodigestor estándar y sus cinco variantes se desarrollaron con el software de Autodesk Simulation CFD con la función Autosize para generar un número de nodos y malla óptimos para el volumen a simular. Con el editor de materiales del software se configuró un nuevo material con los parámetros de densidad y viscosidad medidos experimentalmente; estos valores se obtuvieron de los lodos anaerobios generados en la planta de tratamiento de una empresa del sector cervecero. La densidad se midió con un picnómetro y la viscosidad con un viscosímetro de bolas. Adicionalmente, la condición de frontera se estableció con una presión manométrica de cero, ya que la carga y descarga del biodigestor es a presión atmosférica. Para las condiciones iniciales de la simulación se estableció un volumen de fluido de trabajo dentro del biodigestor y en el depósito de entrada. Debido a que el fluido de trabajo se desplaza hacia el interior del biodigestor únicamente por gravedad, el vector de gravedad se definió como constante y negativo en la dirección vertical.

Para la parte experimental, se construyó un modelo del biodigestor estándar a una escala de 1:10, se usó polietileno para el volumen tubular del biodigestor; y para la entrada y salida, contenedores de polipropileno y tuberías de vidrio. Además, se elaboró un modelo del biodigestor relleno con 130 anillos de 1 cm de diámetro y longitud, adaptado de la información presentada en el estudio de Herrero (2014). Ambos biodigestores se conectaron a gasómetros independientes. Como alimentación de los biodigestores se utilizó una mezcla de sustituto de leche materna (Navarro y Rodríguez, 2012) y lodos activados provenientes de una empresa cervecera. Para la selección de la proporción de

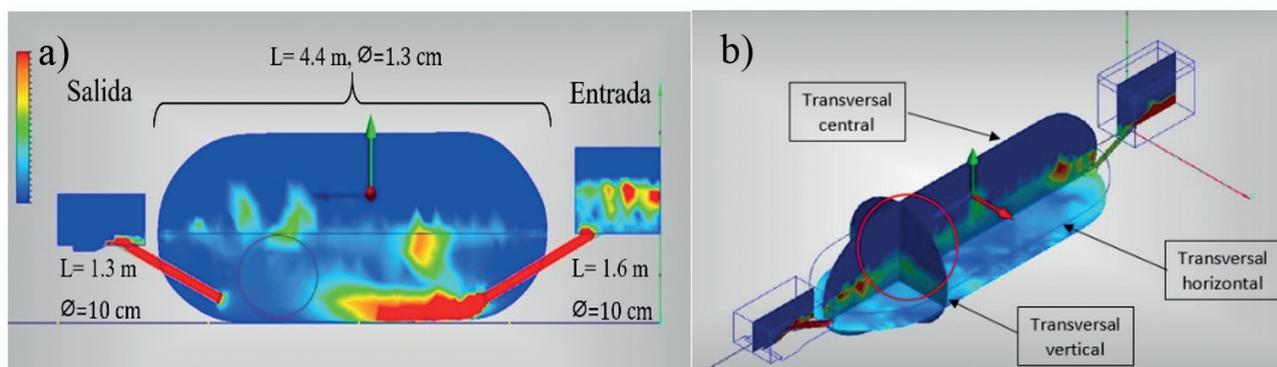
componentes más adecuada para la mezcla se aplicaron pruebas Biochemical Methane Potential (BMP) en base a la metodología ASTM E 2170-01 (Angelidaki *et al.*, 2009; Esposito *et al.*, 2012). Se prepararon 5 mezclas con un volumen total de 100 mL: 2 muestras con 90 mL de lodos activados y 10 mL de sustituto de leche materna; 2 muestras con 95,5 mL de lodos activados y 4,5 mL de sustituto de leche materna y 1 muestra de blanco con 100 mL de únicamente lodos activados. Luego, las muestras se purgaron con gas  $N_2$  por 30 s y se dejaron en la incubadora a la temperatura de los lodos de la planta de tratamiento de la empresa cervecera.

El biogás obtenido durante un periodo de 23 días de fermentación se extrajo a diario por medio de una jeringa de 60 mL y se introdujo en un frasco de vidrio sellado con solución 1 N de NaOH. Se agitó por algunos minutos con el objetivo de hacer reaccionar el  $H_2S$  y  $CO_2$  con el NaOH y de esta forma eliminarlos del biogás. Finalmente, se midió el volumen de metano en el frasco de vidrio con ayuda de una jeringa; así se calculó el volumen de biogás generado por la muestra y la cantidad de metano. Este procedimiento se realizó para cada una de las muestras con el objetivo de seleccionar la mezcla con mayor producción de biogás, para alimentar a los biodigestores. También es importante mencionar que se despreciaron los valores obtenidos de los primeros 3 días de fermentación, debido a la posible presencia de trazas de otros gases en el frasco al momento de extraer las muestras de biogás. Las muestras de biogás extraídas de los gasómetros eran analizadas según la metodología utilizada en las pruebas BMP descritas anteriormente; de esta forma se podía contabilizar el metano producido a diario por cada biodigestor a escala de laboratorio. Además, la cantidad de biogás producida por el blanco permite obtener por diferencia el metano producido únicamente por la incorporación del sustrato a los lodos.

## Resultados y discusión

### Simulación para configuraciones propuestas de Biodigestores

Se determinó que el tiempo adecuado para el análisis del biodigestor estándar es 40 s, esto es lo que tarda la alimentación, colocada a la derecha en la **Figura 1a**, en ingresar por completo. También se determinó que a los 9 s se presenta el mayor perfil de velocidades del fluido y, consecuentemente, el mayor mezclado en el sistema. Sin embargo, aún en este tiempo existe un volumen del biodigestor estándar que permanece estático (indicado por el círculo rojo y el volumen sobre la tubería de entrada), por lo que se considerará como puntos de mejora y comparación para el resto de las configuraciones.



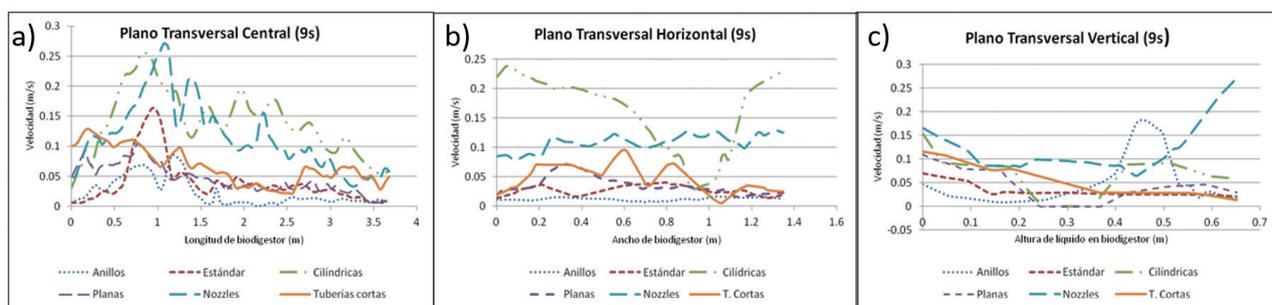
**Figura 1** | Planos analizados en el biodigestor: a) plano transversal central del biodigestor estándar en el tiempo de mayor mezclado (9 s) y b) distribución de planos para el análisis del perfil de velocidades en el biodigestor y las configuraciones.

Definidos los tiempos para el análisis, se seleccionan las vistas más representativas que permitan una discusión de los resultados. Cada configuración se analizará desde un plano transversal vertical, transversal horizontal y transversal central, como se muestra en la **Figura 1b**. La vista transversal vertical está colocada en el punto de menor mezcla en el modelo de biodigestor estándar para 9 s, esta se encuentra indicada por una circunferencia de color rojo en la **Figura 1b**.

Es relevante indicar que el análisis se centra en disminuir los puntos muertos de fluido, es decir, reducir el volumen de fluido con velocidad menor a 0,02 m/s (Deublein &

Steinhauser, 2008) durante la alimentación del biodigestor. Por lo tanto, las configuraciones con menos puntos muertos implicarán una mejor mezcla y una producción de biogás más eficiente.

Con base en los resultados obtenidos en la simulación 3D, se realiza una comparación a 9 s de las velocidades del fluido en la intersección de los planos descritos en la **Figura 1b**. En la **Figura 2** se muestran el comportamiento de la velocidad para el biodigestor estándar y las configuraciones propuestas: anillos, *nozzles*, entrada recortada, paletas tubulares y paletas planas.



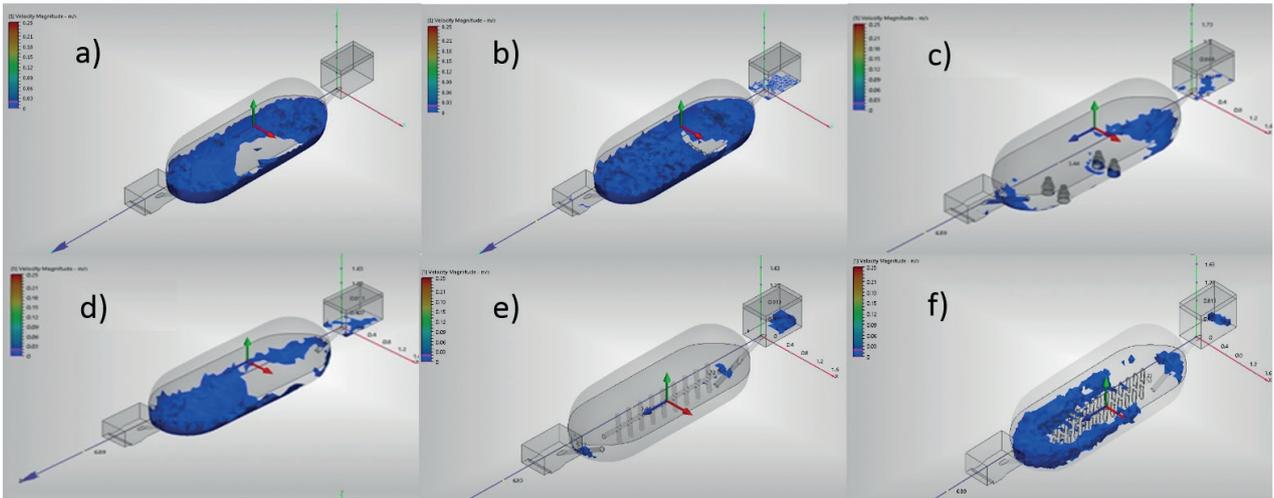
**Figura 2** | Perfil de velocidad para los tres planos analizados en el biodigestor estándar y sus cinco variantes.

En la **Figura 2a** se observa que las configuraciones con mayor perfil de velocidades son paletas cilíndricas y *nozzles*, mientras que la configuración con menor perfil de velocidades es la de anillos, que incluso es menor al del modelo estándar. Los picos de velocidad a una longitud de 1 m se deben a que ahí se ubica la descarga del tubo de alimentación. También se observa que antes de 1 m de longitud, es decir, sobre la tubería de alimentación, la agitación y mezclado es menor para el biodigestor estándar y con anillos, pero no para el resto de las configuraciones. En la **Figura 2b** se observa que la configuración de paletas cilíndricas y *nozzles* presentan mayor mezclado; adicionalmente, la configuración de tuberías recortadas

muestran un mayor mezclado que el biodigestor estándar en el 75 % del ancho del biodigestor. En la **Figura 2c**, las curvas para las configuraciones de paletas planas y cilíndricas, se observa que a 0,3 m de profundidad se alcanzan valores de velocidad de cero, debido a que en esos puntos se encuentran superficies sólidas donde la velocidad del fluido es igual a cero. Es relevante que el biodigestor con entradas cortas mejora en la mayoría de los puntos al biodigestor estándar; esto es favorable porque las diferencias constructivas son mínimas y sin costos adicionales. En la **Figura 3** se muestran estos resultados en una vista 3D para cada configuración propuesta y el biodigestor estándar. Al comparar la **Figura 3a** y **3d** se observa que el biodigestor

con tuberías recortadas reduce las regiones de color azul (regiones con velocidad del fluido menor a 0,02 m/s) con respecto al biodigestor estándar, esto mejora el mezclado y potencialmente la producción de biogás. Sin embargo, las

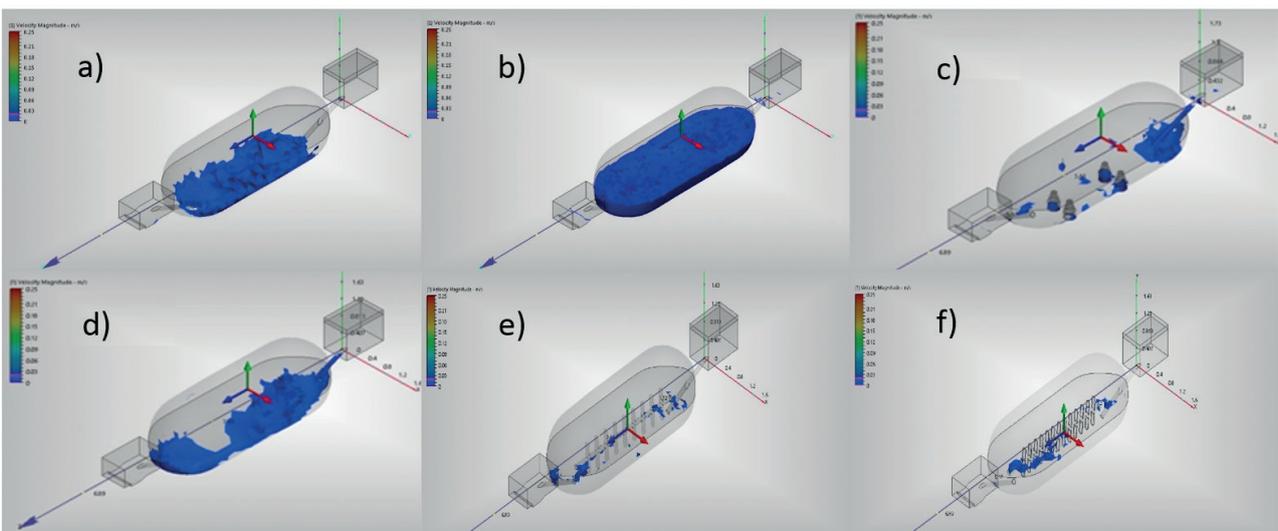
configuraciones de paletas tubulares (**Figura 3e**) y *nozzles* (**Figura 3c**), presentan el mejor mezclado al tener escasas regiones azules.



**Figura 3** | Regiones de color azul dentro de los biodigestores con velocidad menor a 0,02 m/s y a un tiempo de 9 s: a) Biodigestor estándar, b) Biodigestor con anillos, c) *Nozzles*, d) Entradas cortas, e) Paletas tubulares y f) Paletas planas.

Para el análisis en el tiempo de 40 s, se observa que los resultados mostrados en la **Figura 4** son similares a los obtenidos a 9 s en la **Figura 3**. El modelo de biodigestor con anillo no mejora significativamente el mezclado lo cual es evidente en la **Figura 4b** debido al gran tamaño de la región azul, mientras que la configuración de *nozzles*, paletas cilíndricas y planas mejoran en gran medida la agitación

del sistema lo que implica una mejora en la producción de biogás. Esto se confirma debido a las escasas regiones de color azul en las **Figuras 4e, 4c y 4f**. Nuevamente se vuelve relevante la configuración de entradas cortas (**Figura 4d**) porque sin mayores cambios mejora el mezclado con respecto al modelo estándar (**Figura 4a**).



**Figura 4** | Regiones de color azul dentro de los biodigestores con velocidad menor a 0,02 m/s a un tiempo de 40 s: a) Biodigestor estándar, b) Biodigestor con anillos, c) *Nozzles*, d) Entradas cortas, e) Paletas tubulares y f) Paletas planas.

## Producción de Biogás en Modelos de Laboratorio

Los modelos seleccionados para la verificación de resultados a escala laboratorio fueron el biodigestor estándar y de anillos. A través de los resultados de las pruebas BMP se seleccionó para su alimentación una mezcla (90:10 en volumen) de lodo activado de una planta de tratamiento de una empresa cervecera y sustituto de leche como materia orgánica a digerir. En un periodo de 20 días de fermentación el biodigestor estándar generó una mayor cantidad de biogás (665,2 mL) y de mejor calidad (50,4 % de CH<sub>4</sub>) con respecto al biodigestor con anillos, que generó 266,1 mL de biogás y 42,4 % de metano. Estos resultados son acordes a los obtenidos en la simulación donde el mezclado en el biodigestor de anillos fue menor al estándar.

## Conclusiones

Los resultados muestran que el biodigestor comercial de tipo tubular presenta una hidrodinámica que puede ser mejorada para favorecer la eficiencia en la producción de biogás. Sin embargo, el análisis del biodigestor tubular estándar resultó una base útil para comparar el grado de agitación en las configuraciones propuestas en este trabajo, de las cuales, la que presentó un mayor grado de agitación fue la configuración de paletas cilíndricas.

Es importante indicar que la configuración de tuberías recortadas logra una mejora significativa en el grado de agitación, inferior al alcanzado con la configuración de paleta cilíndricas, pero que en comparación con el biodigestor estándar permite un mejor aprovechamiento del sustrato y sin introducir costos adicionales en los materiales de construcción.

La configuración de anillos generó una reducción en el grado de agitación, lo que se traduce en una disminución en la eficiencia de producción de biogás. La simulación se validó con resultados experimentales de los modelos de biodigestores estándar y con anillos, los cuales mostraron una disminución del 15,9 % de metano, con respecto al estándar.

## Referencias

- Angelidaki, I. A., Bolzonella, M., Borzacconi, D., Campos, L., Guwy, J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & van Lier J. B. (2009). Defining the Biomethane Potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for Batch assays. *Water science and Technology*, 59(5), 927-934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Barbera, E., Menegon, S., Banzato, D., D'Alpaos, C., & Bertucco, A. (2018). From biogas to biomethane: a process simulation-based techno-economic comparison of different upgrading technologies in the Italian context, *Renewable Energy*, 135, 663-673. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.12.052>
- Benbelkacem, H., Garcia-Bernet, D., Bollon, J., Loisel, D., Bayard, R., Steyer, J. P., Gourdon, R., Buffière, P., & Escudé, R. (2013). Liquid mixing and solid segregation in high-solid anaerobic digesters. *Bioresource Technology*, 147, 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.027>
- Buhigas, A. (2010). Sistema para el tratamiento de desechos orgánicos [Tesis de grado, Universidad Carlos III de Madrid]. <https://e-archivo.uc3m.es/bitstream/id/45617/PFC/>
- Cuesta, M., Sánchez, F., Crespo, G. y Fernández, S. (2007). Informe de vigilancia de Madri+d: Situación actual de la producción de biogás y su aprovechamiento. Madrid: Círculo de innovación en tecnologías medioambientales y energía Madri+d (CITME). [http://www.madrid.org/media/mtec/17\\_Situacion\\_actual\\_produccion\\_biogas\\_y\\_aprovechamiento.pdf](http://www.madrid.org/media/mtec/17_Situacion_actual_produccion_biogas_y_aprovechamiento.pdf)
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2008). Biogas from waste and renewable resources. WILEY VCH. <https://doi.org/10.1002/9783527621705>
- D'Imporzano, G., Pilu, R., Corno, L., & Adani, F. (2018). Arundo donax L. can substitute traditional energy crops for more efficient, environmentally-friendly production of biogas: a Life Cycle Assessment approach. *Bioresource Technology*, 267, 249-256. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.053>
- Esposito, G., Frunzo, L., & Liotta, F. (2012). Bio-Methane Potential test to measure the biogas production from the digestion and Co-digestion of complex organic substrates. *The Open Environmental Engineering Journal*, 5, 1-8. <https://doi.org/10.2174/1874829501205010001>
- Harun, N., Othman, N. A., Zaki, N., Rasul, M., Samah, R., & Hashim, H. (2019). Simulation of anaerobic digestion for biogas production from food waste using SuperPro designer, *Materials Today: Proceedings*, 19(4), 1315-1320. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.11.143>
- Herrero, J. M. (2008). Biodigestores familiares, guía de diseño y manual de instalación. Cooperación Técnica Alemana GTZ- Energía. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1048.6242>
- Herrero, M., Alvarez, R., Rojas, M. R., Aliaga, L., Céspedes, R., & Carbonell, J. (2014). Improvement through low cost biofilm carrier in anaerobic tubular digestion in cold climate regions. *Bioresource Technology*, 167, 87-93. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.115>

- Kaparaju, P., Buendia, I., Ellegaard, L., & Angelidakia, I. (2008). Effects of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: lab-scale and pilot-scale studies. *Bioresource Technology*, 99(11), 4919-4928. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.015>
- Karim, K., Hoffmann, R., Klasson, K. T., & Al-Dahhan, M. H. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mode of mixing. *Water Research*, 39(15), 3597-3606. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.019>
- Kashyap, D.R., Dadhich, K.S., & Sharma, S.K. (2003). Biomethanation under psychrophilic conditions: a review. *Bioresource Technology*, 87, 147-153. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00205-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00205-5)
- Li, Q., Fan, S., Chen, Q., Yang, G., Chen, Y., Li, L., & Li, G. (2019). Experimental and process simulation of hydrate-based CO<sub>2</sub> capture from biogas. *Journal of Natural Gas Science and Engineering*, 72, 103008. <https://doi.org/10.1016/j.jngse.2019.103008>
- Lübken, M., Koch, K., Klauke, L., Gehring, T., & Wichern, M. (2013). CFD investigation of the flow characteristics of a plug flow anaerobic digester for lignocellulosic biomass methanisation. *World Congress on Anaerobic Digestion: Recovering (Bio) Resources for the World*. <http://www.redbiogas.cl/wp-content/uploads/2013/07/IWA-11803.pdf>
- Molino, A., Nanna, F., Ding, Y., Bikson, B., & Braccio, G. (2013). Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. *Fuel*, 103, 1003-1009. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.07.070>
- Navarro, E., y Rodríguez, M. (2012). Evaluación del potencial de generación de biogás de desechos agroindustriales de la bahía de jiquilisco. [Trabajo de grado, Universidad Centroamericana José Simeón Cañas]. <http://bvirtual.uca.edu.sv/repo/tesis/157472.pdf>
- Ocaña, F. (2011). Biodigestor anaerobio de laboratorio. [Tesis de grado, Universidad Carlos III de Madrid]. <http://hdl.handle.net/10016/13040>
- Ravendran, R., Abdulrazik, A., & Zailan, R. (2019). Aspen Plus simulation of optimal biogas production in anaerobic digestion process, *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*, 702, <https://doi.org/10.1088/1757-899X/702/1/012001>
- Roberts, P. J., Tian, X., Lee, S., Sotiropoulos, F., & Duer, M. (2005). *Mixing in Water Storage Tanks*. AWWA Research Foundation. <https://anyflip.com/zluf/eqtm>
- Rowse, L. E. (2011). Design of small scale anaerobic digester for application in rural developing countries. [Tesis de máster, Universidad de Florida]. <https://digitalcommons.usf.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=4519&context=etd>
- Servati, P., & Hajinezhad, A. (2020). CFD simulation of anaerobic digester to investigate sludge rheology and biogas production. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 10, 885-899. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00793-z>
- Subramanian, B., Miot, A., Jones, B., Klibert, C., & Pagilla, K.R. (2015). A full-scale study of mixing and foaming in egg-shaped anaerobic digesters. *Bioresource Technology*, 192, 461-470. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.023>
- Sadino-Riquelme, C., Hayes, R., Jeison, D., & Donoso-Brav, A. (2018). Computational fluid dynamic (CFD) modelling in anaerobic digestion: General application and recent advances, *Critical Reviews Environmental Science Technology*, 48(1), 39-76. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1440853>
- Saxena, S., Kumar, V., & George, S. (2019). Modeling & simulation studies on batch anaerobic digestion of hydrodynamically cavitated tannery waste effluent for higher biogas yield, *Ultrasonics Sonochemistry*, 58, 104692, 1350-4177. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.104692>

# Avaliação das Lagoas de Alta Taxa pós-tratando esgoto doméstico de reatores UASB em vistas à qualidade do efluente e codigestão anaeróbia

Artículo largo



Lucas Vassalle<sup>1,2\*</sup>; Alcino Trindade Rosa-Machado<sup>1</sup>; Cesar Rossas Mota Filho<sup>1</sup>; Ivete Ferrer<sup>2</sup>; Fabiana Passos<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

<sup>2</sup>Group of Environmental Engineering and Microbiology (GEMMA), Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Espanha

\*lucas.vassalle@upc.edu

## Resumen

O objetivo desse trabalho foi avaliar a qualidade final do efluente do sistema UASB seguido de Lagoas de Alta Taxa (LAT) em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e hormônios. Foi também avaliada a codigestão das microalgas, com e sem pré-tratamento. Para isso, dois reatores UASB em escala demonstração foram monitorados em duas fases distintas, com duração de 1 ano cada uma. Os resultados mostraram que a qualidade do efluente do sistema chegou a remoções médias de 70 % de DQO, 70 % de SST, 55 % de amônia e 45 % de fosfato, alcançando valores satisfatórios para lançamento no corpo receptor. Para os hormônios, foram encontradas remoções de até 95 %. Em relação à codigestão, os resultados mostraram um aumento no rendimento de metano de 35 % com microalgas sem pré-tratamento (Fase 1). Um maior rendimento de metano (45 %) foi alcançado após a codigestão das microalgas pré-tratadas (Fase 2).

### Palabras clave:

Biogás; Codigestão anaeróbia; Lagoas de alta taxa; Microalgas; Reatores UASB.

## High-Rate Algal Ponds assessment treating domestic sewage from UASB reactors in view of effluent quality and anaerobic co-digestion

### Abstract

The main objective of this work was to evaluate the final quality of the effluent from the UASB reactors system followed by High-Rate Algal Ponds (HRAP) removing organic matter, nutrients and hormones. It was also evaluated the microalgae co-digestion with and without pre-treatment. For this, two UASB reactors on a demonstration scale were monitored in two distinct phases, for 1 year each. The results showed that the effluent quality of the system had average removals of 70 % COD, 70 % SST, 55 % ammonia and 45 % phosphate, reaching satisfactory values for discharge in the water body. For hormones, removals up to 95 % were found. Regarding co-digestion, the results showed a methane yield increase by 35 % with microalgae without pre-treatment (Phase 1). A higher yield of methane (45 %) was achieved after co-digestion of pre-treated microalgae (Phase 2).

### Keywords:

Anaerobic co-digestion; Biogas; High-Rate Algal Ponds; Microalgae; UASB reactors.

**Forma de citar:** Vassalle, L., Rosa-Machado, A. T., Rossas Mota Filho, C., Ferrer, I., e Passos, F. Avaliação das Lagoas de Alta Taxa pós-tratando esgoto doméstico de reatores UASB em vistas à qualidade do efluente e codigestão anaeróbia. RedBioLAC, 5, 48-54.

## Introdução

Atualmente, no Brasil, é notório o déficit no setor de saneamento no qual se destaca o baixo índice de coleta e tratamento de esgoto. Aproximadamente 54 % da população brasileira é atendida com esgoto, e apenas 49 % (aproximadamente 55 milhões de pessoas) tem seu esgoto tratado (Brasil, 2017, 2018). Esse cenário tem graves impactos ambientais e de saúde pública, podendo também ser considerado um desperdício de recursos, dado o grande potencial energético dos esgotos e seus subprodutos de tratamento. O uso desse recurso pode ajudar a diversificar a matriz energética do Brasil, que hoje é baseada em fontes não renováveis. Alternativas simplificadas de coleta e tratamento de esgoto vêm crescendo como uma solução para a universalização do saneamento. Nesse contexto, sistemas de esgoto com processos de tratamento simplificados têm sido a solução preferida no Brasil e na América Latina em relação aos sistemas de esgoto com tratamento convencional (por exemplo, lodo ativado). Noyola *et al.* (2012) avaliaram 2.734 Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) na América Latina e relataram que 67 % das ETEs tinham capacidade de tratamento abaixo de 25 L s<sup>-1</sup>, sendo classificadas como de pequeno porte. As tecnologias mais comuns relatadas para tratamento de esgoto foram lagoas de estabilização, lodo ativado e reatores de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) (Noyola *et al.*, 2012). No Brasil, os reatores anaeróbios são amplamente utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, em particular os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) de fluxo ascendente. A principal vantagem dos reatores UASB para tratamento de esgoto é seu baixo custo operacional, associado à capacidade de tratar uma alta vazão e pouca demanda de área. Além disso, o biogás gerado tem alto potencial energético para aproveitamento na estação de tratamento de esgoto (ETE) ou nas comunidades do entorno (Chernicharo *et al.*, 2018).

No entanto, o efluente dos reatores UASB pode não atender a alguns padrões da legislação e, portanto, geralmente requer pós-tratamento (Chernicharo *et al.*, 2018). Sistemas de tratamento de esgotos baseados em microalgas, vem se tornando uma importante opção para a depuração de efluente doméstico, já que, além de eliminar matéria orgânica e outros poluentes (ex.: hormônios e fármacos) essa configuração permite produzir uma biomassa rica em nutrientes. Dentre esses sistemas, destaca-se as lagoas de alta taxa (LATs), que são foto-biorreatores abertos desenvolvidos pela primeira vez na década de 50 na Califórnia (Oswald; Golueke, 1960). Nessas unidades, devido a aeração natural promovida pela fotossíntese realizada pelas microalgas, o consumo energético é aproximadamente 50 % menor quando comparado a sistemas de lodo ativados (Passos *et al.*, 2017). Ademais, a biomassa produzida pode ser processada e valorizada em diferentes produtos, como fertilizantes e biocombustíveis (Arashiro *et al.*, 2020). Uma estratégia amplamente estudada nos últimos anos é a produção de biogás pela digestão anaeróbia, utilizando

as microalgas como substrato. O rendimento teórico de metano obtido a partir das microalgas é estimado entre 0,47 e 0,80 L CH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup> (Sialve *et al.*, 2009). Todavia, na prática, os resultados reportados são menores entre 0,08 e 0,40 L CH<sub>4</sub>·gSV<sup>-1</sup> (Arias *et al.*, 2018). Um dos principais aspectos que limitam a biodegradabilidade anaeróbia das microalgas é a complexidade da estrutura e composição da parede celular das espécies que são comumente encontradas nesses sistemas (González-Fernández *et al.*, 2012).

Nesse sentido, a digestão simultânea ou, codigestão, das microalgas com diferentes tipos de resíduos advindos do tratamento de água residual doméstica como, lodo primário ou secundário e até mesmo esgoto bruto se tornam uma opção para aumentar a produção de metano em digestores anaeróbios. Essa prática permite o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio (C/N), ideal para a digestão anaeróbia (González-Fernández *et al.*, 2012). Aliado à codigestão, o pré-tratamento da biomassa é uma importante estratégia para melhorar a biodegradabilidade das microalgas, antes da digestão anaeróbia (Saratale *et al.*, 2018). Diversas técnicas de pré-tratamento foram aplicadas à biomassa microalgal, incluindo métodos térmicos, mecânicos, biológicos (enzimáticos) e químicos. Dentre eles, o pré-tratamento térmico tem se mostrado uma opção eficaz em termos de aumento de rendimento de metano (60-220 %) (Carrere *et al.*, 2016). Entretanto, uma desvantagem dos pré-tratamentos térmicos convencionais é que eles consomem parte da energia extra produzida pelo sistema. Assim, o uso de um pré-tratamento térmico solar aliviaria essa demanda externa de energia, e apresenta grande potencial para ampla aplicação em países sem variações significativas de temperatura (como países tropicais).

Com base nos desafios descritos e nas lacunas da literatura a serem preenchidas, a presente pesquisa teve como objetivo investigar e avaliar um sistema composto por reator UASB seguido de LAT, com o objetivo de avaliar: i) a eficiência do tratamento em termos da qualidade final do efluente; ii) a codigestão anaeróbia da biomassa microalgal e iii) a codigestão anaeróbia da biomassa microalgal pré-tratada em um sistema solar.

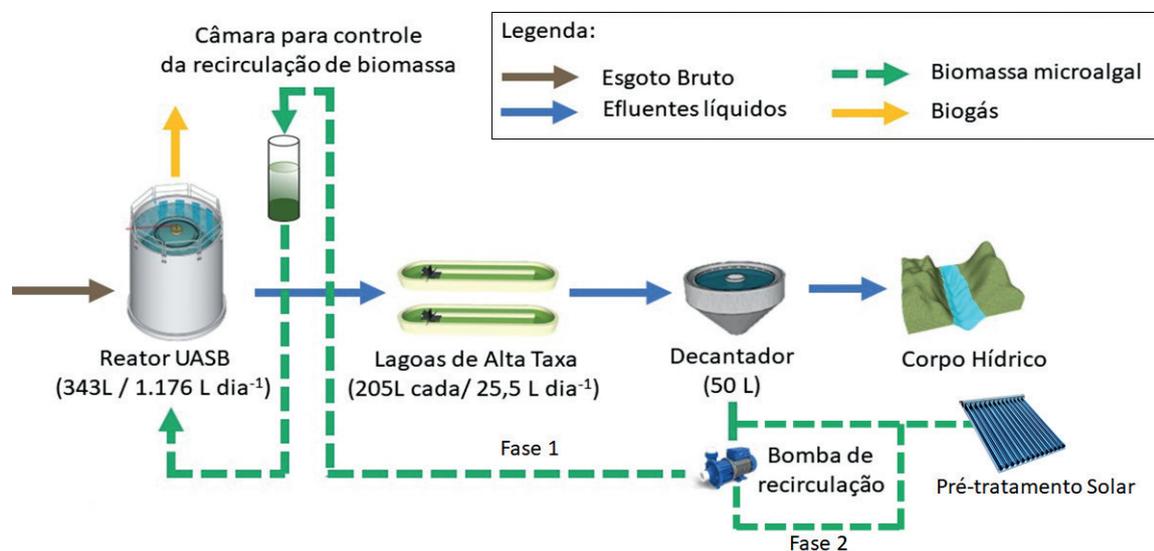
## Metodologia

### Configuração e operação experimental

A configuração experimental em escala de demonstração é mostrada na **Figura 1**. A instalação recebeu esgoto bruto de uma ETE próxima localizada em Belo Horizonte, Brasil. O esgoto chegava ao sistema por meio de uma bomba (Netzsch® Germany). O estudo foi conduzido em duas fases de duração de 1 ano cada, em dois reatores UASB. Na primeira fase (Fase 1) um dos reatores era o controle (UASB<sub>cont</sub>). Esse reator era alimentado apenas com esgoto doméstico, enquanto o reator utilizado para avaliar a co-digestão anaeróbia (UASB<sub>co-dig</sub>) era alimentado

com esgoto doméstico e biomassa de microalgas. Na fase seguinte (Fase 2), o reator controle ( $UASB_{cont}$ ), continuou sua operação, enquanto o outro reator era alimentado com esgoto doméstico e biomassa de microalgas pré-tratadas

termicamente em sistema solar ( $UASB_{co-dig-P}$ ). Para ambas as fases, um decantador foi utilizado para separar e concentrar a biomassa microalgal do efluente das lagoas.



**Figura 1** | Fluxograma da configuração experimental da escala de demonstração.

Os reatores UASB eram de fibra de vidro, com volume de trabalho de 343 L cada. Os reatores foram operados com vazão de  $49 \text{ L h}^{-1}$ , tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7 horas. As lagoas eram feitas de fibra de vidro com um volume de trabalho de 205 L e foram operadas com vazão de  $25,5 \text{ L dia}^{-1}$  cada, e um TDH de 8 dias. O decantador era feito de PVC, com um volume de trabalho de 30 L. Para a co-digestão, 12 L de biomassa de microalga eram bombeados para uma coluna de acrílico localizada acima do reator avaliado e, recirculada a uma vazão de  $0,5 \text{ L h}^{-1}$  para o fundo do reator. A unidade de pré-tratamento solar era composta por 4 tubos de vidro temperado a vácuo comercialmente disponíveis com um volume de trabalho de 3 L cada e um boiler estanque de fibra de vidro com capacidade útil de 16 L. A capacidade total do sistema era de 28 L. A unidade de pré-tratamento foi operada com TDH de 13 horas.

### Parâmetros monitorados

Para avaliação da eficiência do tratamento de esgoto, foram retiradas amostras da fase líquida: do esgoto bruto, do efluente dos dois reatores UASB e do efluente das lagoas de alta taxa, duas vezes por semana durante 2 anos. Os parâmetros analisados foram pH (às 10h), temperatura e oxigênio dissolvido (OD) por meio de sonda Hach® (HQ30D). A DQO foi analisada pelo kit Hach® em alta faixa. Sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) foram avaliados de acordo com Métodos Padrão (APHA, 2012) e amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ) por cromatografia iônica usando Metrohm®-940 profissional IC Vario. Ao longo da Fase 1,

foi avaliada a remoção dos hormônios estrona, estradiol, etinilestradiol e estriol no sistema. Foi utilizada a técnica de extração em fase sólida destes compostos, em cartuchos da marca Phenomenex® (Strata X e Strata SAX). As análises dos hormônios foram realizadas em cromatógrafo gasoso acoplado com espectrofotômetro de massas (CG-MS) da marca Shimadzu®. A metodologia completa está descrita por Vassalle *et al.*, 2020.

Para a caracterização da biomassa microalgal, as amostras totais em fase sólida foram retiradas uma vez por semana do decantador. Sólidos totais e voláteis (ST e SV) e Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK) foram analisados de acordo com procedimentos padrão (APHA, 2012). A DQO total foi analisada pelo kit Hach® em alta faixa. A avaliação da eficiência do sistema solar foi calculada baseada em metodologia descrita por Vassalle, 2021. Amostras para análise de biogás foram coletadas duas vezes por semana nos reatores UASB de controle e de co-digestão (para as duas fases). A produção de biogás foi medida duas vezes por semana usando medidores Ritter®. Além disso, a caracterização do biogás em termos de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{CO}$  e  $\text{H}_2\text{S}$  foi analisada por meio de medidor portátil da marca Geotech®.

## Resultados e discussão

### Qualidade do efluente final

A caracterização físico-química dos pontos amostrados estão resumidos na **Tabela 1**. O aumento do pH e OD observado foi devido ao tratamento do efluente anaeróbio

no sistema aeróbio baseado em microalgas. A remoção total de DQO foi em média 55 % para o reator UASB controle e variou entre 44 e 51 % nas fases 1 e 2 respectivamente. Para o sistema a média foi de 70 %. Mesmo considerando que os reatores UASB testados receberam maior carga orgânica devido à recirculação da biomassa microalgal, a remoção de DQO foi consistente, considerando que há um pós-tratamento para esse efluente. Remoções médias de SST e SSV de 70 e 82 % foram observadas para todo o sistema. As concentrações de amônio no efluente anaeróbio variaram de 32 a 39 mg de  $N-NH_4^+$  L<sup>-1</sup>. No efluente final,

foi observada uma média de remoção de  $N-NH_4^+$  de 55 %. A via de remoção principal do  $N-NH_4^+$  foi provavelmente associada à nitrificação e / ou volatilização. Isso foi confirmado pela alta concentração de nitrato no efluente tratado (6,7 mg L<sup>-1</sup>). Em termos de fosfato, foi observada uma remoção média de 45 % no sistema. Eficiências de 0 a 65 % foram reportadas para sistemas UASB+LAT. No geral, as concentrações de poluentes no efluente, atenderam aos requisitos da legislação brasileira, que são 180 mg DQO L<sup>-1</sup>, 150 mg SST L<sup>-1</sup> e 20 mg  $N-NH_4^+$  L<sup>-1</sup> (Morais and Santos, 2019).

**Tabela 1** | Caracterização físico-química dos diferentes pontos de amostragem do experimento (número de amostras (n) = 55 para todas as colunas, exceto para os parâmetros marcados com \*, para os quais n = 32).

Parâmetro	Esgoto Bruto	UASB <sub>cont</sub>	UASB <sub>co-dig</sub> (F1)	UASB <sub>co-dig-P</sub> (F2)	LAT <sub>efluente</sub>
	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV
pH	7,7 ± 0,2	7,3 ± 0,3	7,2 ± 0,2	7,6 ± 0,4	7,7 ± 0,6
OD (mg L <sup>-1</sup> )	0,8 ± 0,9	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,2	8,4 ± 5,2
Temperatura (°C)	24,9 ± 1,9	23,3 ± 1,7	22,3 ± 1,5	23,4 ± 2,2	24,8 ± 4,1
DQO (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	409,2 ± 119,3	182,7 ± 58,8	197,3 ± 48,2	226,7 ± 72,9	124,7 ± 40,2
SST (mg L <sup>-1</sup> )	237,0 ± 76,8	53,1 ± 13,4	55,1 ± 45,1	72,6 ± 46,0	71,4 ± 21,3
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	187,8 ± 64,7	31,3 ± 8,7	30,9 ± 8,1	45,2 ± 27,9	51,8 ± 27,6
NT (mg L <sup>-1</sup> )*	39,9 ± 10,8	40,2 ± 3,6	43,2 ± 4,1	44,5 ± 5,9	26,5 ± 8,0
$N-NH_4^+$ (mg L <sup>-1</sup> )*	30,9 ± 9,5	32,3 ± 2,8	39,5 ± 7,5	35,5 ± 7,1	14,0 ± 5,7
$N-NO_3$ (mg L <sup>-1</sup> )*	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	6,7 ± 0,5
$N-NO_2$ (mg L <sup>-1</sup> )*	0,2 ± 0,0	0,7 ± 0,0	1,1 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,3 ± 0,0
$P-PO_4$ (mg L <sup>-1</sup> )*	4,9 ± 1,8	2,6 ± 0,8	3,1 ± 0,9	3,9 ± 0,9	2,7 ± 0,5

**Nota:** Os resultados para Esgoto Bruto, UASB<sub>cont</sub> e LAT<sub>efluente</sub> são a média dos 2 anos de campanha de amostragem. OD – Oxigênio Dissolvido; DQO – Demanda Química de Oxigênio; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis;  $N-NH_4^+$  – Amônia nitrogenada;  $N-NO_2$  – Nitrito;  $N-NO_3$  – Nitrato; NT – Nitrogênio Total e  $P-PO_4$  – Fosfato.

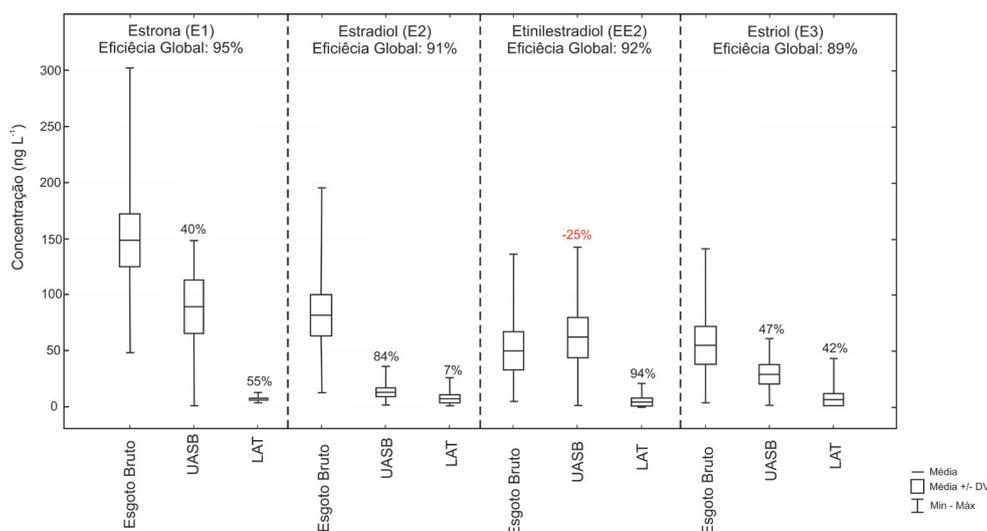
## Remoção de hormônios

As concentrações de Estrona - E1, Estradiol - E2, Etinilestradiol - EE2 e Estriol -E3 nos efluentes do reator UASB e LAT são mostradas na **Figura 2**. Remoções <50 % foram observadas para E1 e E3 após o tratamento UASB, o que está de acordo com publicações anteriores em sistemas anaeróbicos, como reatores de membrana anaeróbia e reatores de tanque agitado completos (Gonzalez-Gil *et al.*, 2016). A baixa remoção de E1 e E3 pode estar associada ao baixo TDH (7 horas) inerente à operação dos reatores UASB. No entanto, E2 foi removido 85 % no reator UASB, mas esta eliminação não foi associada à sua biodegradação e mineralização total, mas sim à sua transformação em E1 em condições anaeróbicas (Adeel *et al.*, 2017). Em contraste, os resultados após as LAT mostraram remoções entre 88 % e 95 % para todos os hormônios avaliados. A remoção de

micropoluentes em LATs está relacionada à bioadsorção, biodegradação, fotodegradação e volatilização (García-Galán *et al.*, 2020).

## Eficiência do pré-tratamento solar na solubilização das microalgas com reflexos na produção de biogás

A produção e composição do biogás para ambos os reatores UASB são mostradas na **Tabela 2**. As características do biogás estavam dentro da faixa típica do biogás de reatores UASB tratando esgoto (Silveira, 2015), com 60-85 % de metano (CH<sub>4</sub>); 5-15 % de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>); 2-25 % de gás nitrogênio (N<sub>2</sub>); 0-0,3 % de monóxido de carbono (CO); 0-3 % de hidrogênio (H<sub>2</sub>); 0-2 % de oxigênio (O<sub>2</sub>); e 1.000-2.000 ppmv (partes por milhão em volume) de sulfureto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S).



**Figura 2** | Concentrações de estrogênios no sistema UASB-LAT. A porcentagem colocada no topo das parcelas refere-se à remoção média observada para o composto no sistema correspondente.

**Tabela 2** | Produção e composição do biogás (n = 55).

Parâmetro	UASB <sub>cont</sub>	UASB <sub>co-dig</sub> (F1)	UASB <sub>co-dig;P</sub> (F2)
	Média ± DV	Média ± DV	Média ± DV
Produção de biogás (NL kg <sup>-1</sup> DQO)	141,4 ± 73,8	165,6 ± 71,4	174,9 ± 68,1
Rendimento de metano (NLCH <sub>4</sub> kg <sup>-1</sup> DQO)	81,3 ± 45,6	105,8 ± 45,4	117,9 ± 46,3
CH <sub>4</sub> (%)	56,8 ± 7,2	63,6 ± 7,0	67,5 ± 4,7
CO <sub>2</sub> (%)	5,8 ± 1,2	6,7 ± 5,7	6,7 ± 2,4
O <sub>2</sub> (%)	0,6 ± 1,3	1,4 ± 2,1	0,9 ± 4,4
CO (ppm)	23,3 ± 9,7	6,8 ± 3,5	26,2 ± 16,1
H <sub>2</sub> S (ppm)	1603,5 ± 465,6	1843,6 ± 359,7	1649,5 ± 317,4
Balance (%) (N <sub>2</sub> + H <sub>2</sub> )	36,7 ± 6,8	26,4 ± 9,1	24,9 ± 7,0

**Nota:** CH<sub>4</sub> – Metano; CO<sub>2</sub> - Dióxido de carbono ; O<sub>2</sub> – Oxigênio; CO – Monóxido de carbono; H<sub>2</sub>S – Sulfeto de hidrogênio; N<sub>2</sub> – Nitrogênio; H<sub>2</sub> - Hidrogênio

Observa-se que o rendimento de metano no UASB<sub>co-dig-P</sub> (Fase2) foi 45 % maior do que no UASB<sub>cont</sub> (118 vs. 81 NL CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> DQO), e 12 % maior se comparado com o mesmo reator codigerindo (Fase 1) esgoto bruto e biomassa microalgal sem pré-tratamento (118 vs. 106 NL CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> DQO). Essa maior produção de biogás e rendimento de metano está associado ao uso do pré-tratamento solar para aumentar a solubilização da biomassa de microalgas

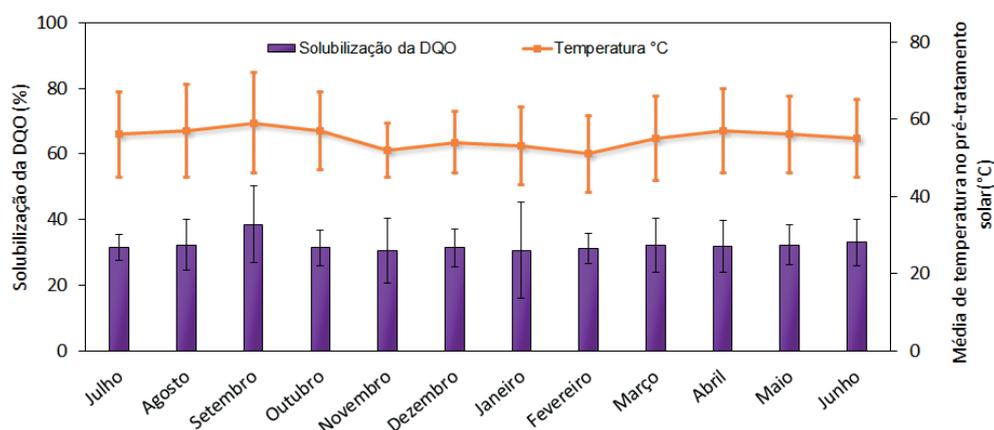
na Fase 2 dessa pesquisa. Os resultados mostraram que há um aumento de 32 % na solubilização da biomassa microalgal após o uso do sistema solar. Na **Tabela 3** é possível ver as características da biomassa antes e após o esse pré-tratamento. Resultados semelhantes (aumento da solubilização de DQO de 29 %) foram obtidos aplicando um pré-tratamento térmico convencional a microalgas a 55 °C por 12 e 24 horas (Alzate *et al.*, 2012).

**Tabela 3** | Composição da biomassa microalgal antes e após o pré-tratamento térmico solar (n = 55).

Parâmetro	Biomassa Microalgal antes do Pré-tratamento Solar Térmico		Biomassa Microalgal após o Pré-tratamento Solar Térmico	
	Média ± DV	Min/Max	Média ± DV	Min/Max
DQO <sub>total</sub> (g L <sup>-1</sup> )	3,5 ± 2,3	0,3 / 8,9	3,3 ± 2,1	0,3 / 8,3
DQO <sub>s</sub> (g L <sup>-1</sup> )	0,5 ± 0,4	0,1 / 1,4	1,3 ± 0,8	0,1 / 3,1
ST (g L <sup>-1</sup> )	3,2 ± 2,6	0,4 / 9,8	3,0 ± 2,6	0,1 / 9,5
SV (g L <sup>-1</sup> )	2,4 ± 2,1	0,3 / 7,3	2,1 ± 1,8	0,1 / 7,3
SV/ST (%)	73,6 ± 11,8	27,4 / 87,1	72,5 ± 13,1	38,7 / 95,2
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	172,1 ± 176,7	9,1 / 7,39	182,2 ± 2,33	10,7 / 10,5

A **Figura 3** mostra a temperatura atingida e o aumento da solubilização. Como pode ser observado, houve forte correlação entre temperatura e solubilização da biomassa, o que foi confirmado pelo teste estatístico de Pearson (valor  $P < 0,05$  e  $R^2$  de 0,9). Além disso, houve apenas uma variação moderada de temperatura durante o período experimental, embora o sistema de pré-tratamento dependesse da luz solar.

Deve-se notar que este experimento foi realizado em um país tropical, onde a estabilidade da temperatura garantiu a confiabilidade do pré-tratamento térmico da biomassa microalgal. A temperatura de pré-tratamento relatada ( $55\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) representa um valor médio ao longo da fase de avaliação do sistema.



**Figura 3** | Solubilização por demanda química de oxigênio (DQO) e temperatura média de pré-tratamento.

## Conclusões

Conforme mostrado neste trabalho os resultados obtidos para o sistema de codigestão de microalgas em reator UASB, foram promissores. Apesar de inúmeros estudos avaliarem a codigestão de microalgas em diversos tipos de reatores, a grande variabilidade de resultados apresentados, demonstra que ainda há necessidade de consolidação desta técnica. Especificamente para aplicação das microalgas como um dos substratos na codigestão em reatores UASB, pouco ainda foi estudado, necessitando profunda dedicação ao tema para que se torne uma realidade e possa ser aplicado em escalas maiores.

Para a técnica proposta de utilizar radiação solar para o pré-tratamento térmico de microalgas, também foram observados resultados muito promissores. Alguns pontos importantes como posicionamento da unidade de pré-tratamento e tempo de exposição devem ser considerados para uma boa prática da aplicação desta técnica. Entretanto, assim como a codigestão das microalgas em reatores UASB, o pré-tratamento solar deste substrato, ainda requer muitos avanços e estudos no intuito de implantá-lo em sistemas reais em escala plena.

## Agradecimento

Os autores agradecem as seguintes instituições pelo apoio financeiro: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Ministério da Educação -

CNPq; o Instituto de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis - INCT ETES Sustentáveis; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG; Fundação Nacional de Saúde - FUNASA e Governo da Catalunha (Consolidated Research Group 2017 SGR 1029). Lucas Vassalle agradece ao CNPQ pela bolsa 204026 / 2018-0.

## Referências

- Adeel, M., Song, X., Wang, Y., Francis, D., & Yang, Y. (2017). Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. *Environment International*, 99, 107–119. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.010>
- Alzate, M.E., Muñoz, R., Rogalla, F., Fdz-Polanco, F., & Pérez-Elvira, S.I. (2012). Biochemical methane potential of microalgae: Influence of substrate to inoculum ratio, biomass concentration and pretreatment. *Bioresource Technology*, 123, 488–494. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.113>
- Arashiro, L.T., Ferrer, I., Pániker, C.C., Gómez-Pinchetti, J.L., Rousseau, D.P.L., Van Hulle, S.W.H., & Garfi, M. (2020). Natural pigments and biogas recovery from microalgae grown in wastewater. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8, 29, 10691–10701. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c01106>

- Arias, D. M., Solé-Bundó, M., Garfí, M., Ferrer, I., García, J., & Uggetti, E. (2018). Integrating microalgae tertiary treatment into activated sludge systems for energy and nutrients recovery from wastewater. *Bioresource Technology*, 247, 513–519. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.123>
- Brasil, 2018. Diagnosis of Water and Sewage Services - 2018.
- Brasil, 2017. Atlas Sewers - Depollution of watersheds.
- Carrere, H., Antonopoulou, G., Affes, R., Passos, F., Battimelli, A., Lyberatos, G., & Ferrer, I. (2016). Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology*, 199, 386–397. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.007>
- Chernicharo, C.A. de L., Ribeiro, T.B., Garcia, G.B., Lermontov, A., Platzer, C.J., Possetti, G.R.C., & Rosseto, M.A.L.L.R. (2018). Overview of sewage treatment in the South, Southeast and Midwest regions of Brazil: most employed technologies. *Revista DAE*, 66 (213), 5-19. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.028>
- García-Galán, M.J., Monllor-Alcaraz, L.S., Postigo, C., Uggetti, E., López de Alda, M., García, J., & Díez-Montero, R. (2020). Microalgae-based bioremediation of water contaminated by pesticides in peri-urban agricultural areas. *Environmental Pollution*, 265 (part B), 114579. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114579>
- González-Fernández, C., Sialve, B., Bernet, N., & Steyer, J.P. (2011). Impact of microalgae characteristics on their conversion to biofuel. Part II: Focus on biomethane production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(2), 205-218. <https://doi.org/10.1002/bbb.337>
- Gonzalez-Gil, L., Papa, M., Feretti, D., Ceretti, E., Mazzoleni, G., Steimberg, N., Pedrazzani, R., Bertanza, G., Lema, J.M., & Carballa, M. (2016). Is anaerobic digestion effective for the removal of organic micropollutants and biological activities from sewage sludge? *Water research*, 102, 211-220. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.025>
- Morais, N. W. S., & dos Santos, A. B. (2019). Analysis of effluent discharge standards in water bodies and reuse of wastewater from various Brazilian states. *Revista DAE*, 67, 40–55. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.004>
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Güereca, L.P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean–Soil, Air, Water*, 40(9), 926-932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
- Oswald, W.J., & Golueke, C.G. (1960). Biological Transformation of Solar Energy. *Advances in Applied Microbiology*, Microbiol. 2, 223–262. [https://doi.org/10.1016/S0065-2164\(08\)70127-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2164(08)70127-8)
- Passos, F., Gutiérrez, R., Uggetti, E., Garfí, M., García, J., & Ferrer, I. (2017). Towards energy neutral microalgae-based wastewater treatment plants. *Algal Research*, 28, 235–243. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.11.006>
- Saratale, R.G., Kumar, G., Banu, R., Xia, A., Periyasamy, S., & Dattatraya Saratale, G. (2018). A critical review on anaerobic digestion of microalgae and macroalgae and co-digestion of biomass for enhanced methane generation. *Bioresource Technology*, 262, 319-332. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.030>
- Sialve, B., Bernet, N., & Bernard, O. (2009). Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgae biodiesel sustainable. *Biotechnology advances*, 27(4), 409-416. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.03.001>
- Silveira, B. (2015). Technical guide to use biogas in sewage treatment statements, Ministry of Cities / Wolfgang Roller.
- Vassalle, L. (2021). High rate algal ponds for post-treating sewage from uasb reactors: treatment efficiency, anaerobic co-digestion and sustainability. *Universitat Politècnica de Catalunya*.
- Vassalle, L., García-Galan, M.J., de Aquinoc, S.F., Afonso, R.J. de C.F., Ferrer, I., Passos, F., & Filho, C.R.M. (2020). Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? *Chemosphere*, 248, 125969. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>

# Obtención de biogás a partir de efluentes porcinos como alternativa de mitigación de emisiones

Artículo largo



Lucas Romat; Guillermo Fernandez; Alicia Fabrizio de Iorio; Martha Bargiela\*

Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía.  
Universidad de Buenos Aires, Argentina

\*bargiela@agro.uba.ar

## Resumen

El presente trabajo estudió la posibilidad de producción de biogás usando efluente de una granja de cerdos ubicada en el partido de Azul (Buenos Aires, Argentina). Durante 50 días se registró la producción en batch de efluentes sin modificar, se agregó excretas del mismo establecimiento para llegar a un 9 % de sólidos totales y se reemplazó parte de las excretas por rastrojo de maíz para mejorar la relación C/N. Además, con base en la caracterización del efluente y de las lagunas de contención, se calculó la emisión de CH<sub>4</sub> a la atmósfera para estimar el impacto ambiental. Los resultados obtenidos reflejaron la necesidad del ajuste en el consumo de agua en el establecimiento. El agregado de una fuente con altas relaciones C/N, no resultó en un aumento de la producción. La implementación de esta tecnología sólo basada en residuos contribuiría a ajustar la variable económica que, en muchos casos, desanima su uso.

### Palabras clave:

Tratamiento de efluentes; Usos del agua; Emisión de metano, Biodigestor.

## Obtaining biogas from pig effluents as an alternative to mitigate emissions

### Abstract

The present study analyzed the possibility of biogas production using pig effluent from a farm located in the Azul district (Buenos Aires, Argentina). Batch production of the unmodified effluents (T1) was recorded for 50 days, adding excrement from the same establishment to reach 9 % of total solids (T2) and replacing part of the excrements with corn stubble to improve the C / N ratio (T3). In addition, based on the characterization of the effluent and the waste water lagoons, the CH<sub>4</sub> emissions released into the atmosphere were calculated to assess the environmental impact. The results obtained reflected the need to adjust water consumption in the establishment. The addition of a carbon source with high C/N ratios did not result in an increase in production. The implementation of this technology only based on waste would help to adjust the economic variable that in many cases discourages its use.

### Keywords:

Effluent treatment; Water uses; Methane emission; Biodigester.

**Forma de citar:** Romat, L., Fernández, G., Fabrizio de Iorio A., y Bargiela, M. (2021). Obtención de biogás a partir de efluentes porcinos como alternativa de mitigación de emisiones. RedBioLAC, 5, 55-59.

## Introducción

El sector porcino experimentó en las últimas dos décadas un fuerte crecimiento en la República Argentina. Esto se debe en parte a la incorporación de nuevos productores desde mediados de la década anterior y por el crecimiento del número de madres en las granjas ya instaladas.

Este gremio se caracteriza por la presencia de una cantidad significativa de pequeños y medianos productores, y algunos con grandes capacidades de producción. Tan solo el 2,27 % de los productores poseen granjas de más de 100 madres en producción, el 39 % de las cerdas del país (AAPP, 2018). En muchos casos, las granjas de pequeña o mediana escala productiva carecen de tratamiento alguno de sus efluentes, ya sea porque son producciones a campo abierto, por falta de infraestructura y mantenimiento, o por escasez de presupuesto. Por tal razón los efluentes son conducidos directamente por arrastre de agua a un cuerpo receptor que puede o no tener un filtrado previo mediante el uso de vegetación. En los casos donde exista tratamiento, se busca disminuir la carga orgánica a través de lagunas en serie que pueden o no tener un pozo estercolero para la remoción previa de sólidos (MGAP, 2018). Debido a que estas lagunas ocupan grandes superficies de terreno, los pequeños y medianos productores se desaniman y han comenzado a buscar otras alternativas. Una posible solución, tanto ambiental como económica, podría ser el uso de los efluentes para la obtención de energía a través de la generación de biogás (compuesto principalmente por 50-70 % de  $\text{CH}_4$  y 27-45 % de  $\text{CO}_2$ ). De este modo, se evita la emisión directa de  $\text{CH}_4$  (GEI) a la atmósfera y se estabiliza la materia orgánica en el digerido obtenido. Esto disminuiría su volumen y peligrosidad al ser utilizado como un fertilizante.

El objetivo del trabajo fue analizar la posibilidad de obtención de biogás a partir de efluentes porcinos y su potencial energético. Para ello, se midió la producción de biogás en sistemas batch por codigestión de mezclas de efluente porcino, estiércol y rastrojo de maíz y se consideró la relación C/N y el contenido de sólidos totales. Además, se estimó analíticamente la liberación de metano al ambiente de las lagunas de efluentes a partir de las características iniciales del efluente empleado. Todo esto con el fin de generar conocimiento que aporte al uso de tratamientos alternativos que permitan una reducción en el impacto ambiental negativo de dichos efluentes y beneficios para los productores.

## Metodología

### Ubicación y caracterización del establecimiento donde se realizó el estudio

El trabajo de investigación se realizó en una granja de cerdos ubicada en el partido de Azul, con 1000 madres en producción (Figura 1).

En los sistemas intensivos de producción, los galpones cuentan con pisos slat de cemento. En la parte inferior, se pueden encontrar piletas para la recolección de los desechos en las cuales empieza el proceso de degradación de la materia orgánica, gracias al agregado de bacterias cuya función es disminuir el contenido de contaminantes.



Figura 1 | Imagen satelital del establecimiento.

La granja se puso en funcionamiento a principios de 2007. Desde su construcción, el número de madres aumentó un 260 % y creció en los principales indicadores productivos. Sin embargo, el tratamiento de efluentes sigue siendo el mismo.

Las piletas de los galpones son vaciadas regularmente y su contenido es bombeado a una laguna impermeabilizada de 80 metros de largo, 40 metros de ancho y 4 metros de profundidad (Figura 2). Esta a su vez, se conecta con otra laguna en tándem de dimensiones similares. Se utiliza el agua de la segunda laguna para fertilizar y regar los alrededores de la granja.



Figura 2 | Laguna 1.

### Muestreo del efluente y caracterización

Antes de que sea vertido a la primera laguna, se tomo un muestreo del efluente. Para caracterizarlo se determinó pH, conductividad eléctrica (CE), porcentaje de sólidos totales (%ST), sólidos fijos (%SF) sólidos volátiles (%SV) y nitrógeno Kjeldahl (NKj) por métodos estandarizados (APHA, 1992).

### Producción de biogás

Se realizó un ensayo en sistemas batch con botellas de vidrio color ámbar, para evitar la reacción de la materia orgánica con la luz de 1060 ml de capacidad (Varnero, 2011). El inóculo consistió en efluente porcino ya incubado durante 12 días para garantizar la presencia de bacterias adaptadas al sustrato a utilizar.

Se estudiaron tres tratamientos, cada uno con tres repeticiones.

T<sub>1</sub>: 90 % Efluente porcino puro + 10 % inóculo

T<sub>2</sub>: 80 % Efluente porcino puro + 10 % estiércol + 10 % inóculo

T<sub>3</sub>: 81 % Efluente porcino puro + 8 % estiércol + 1 % rastrojo de maíz + 10 % inóculo

Según bibliografía consultada, se esperaba que el efluente tuviera alrededor de 3 % de sólidos totales (%ST) con una relación C/N baja. El valor ideal de %ST para una producción adecuada se encuentra entre 7 % y 10 % (Groppelli y Giampaoli, 2001), Por lo que se trató de alcanzar un 9 % ST al agregar a los otros tratamientos el contenido de sólidos faltante con excretas pertenecientes al mismo establecimiento (T<sub>2</sub>), y una mezcla de excretas y rastrojo de maíz para elevar la relación C/N (T<sub>3</sub>). Una vez obtenidas las mezclas, se determinó pH, CE, %ST, %SF, %SV, y NKj como en el efluente original.

Los digestores fueron mantenidos a una temperatura de alrededor de 34 °C en baño de agua. La producción de biogás se determinó cada tres días mediante la medición del volumen desplazado de agua acidulada (para evitar la disolución del CO<sub>2</sub>), según la metodología de Menna *et al.* (2007) calibrado en trabajos anteriores (Sánchez Wilson *et al.*, 2017).

Se eligió un tiempo de retención hídrica de 50 días, aunque elevado para la digestión de residuos por la posible acumulación, para efecto de llegar a la máxima producción de biogás. Se tomó en cuenta que para las zonas de clima templado los tiempos óptimos están entre los 40 y 60 días (Varnero, 2011).

Una vez terminado el ensayo se determinaron los mismos parámetros que se midieron en los sustratos usados en cada tratamiento, con el fin de evaluar cambios producidos durante la digestión.

### Determinación de la emisión de metano de la laguna

Se utilizó el cálculo empleado en las metodologías aprobadas de la CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático) para estimar la producción de CH<sub>4</sub> en función de la cantidad de contaminantes orgánicos removidos (expresados como DQO):

$$CH_4 = B_o * MCF * DQO_d$$

**B<sub>o</sub>**: máxima capacidad de producción de CH<sub>4</sub> del agua residual: 0,25 kgCH<sub>4</sub>/kg DQO, para efluentes cloacales en condiciones óptimas en reactores anaeróbicos según el IPCC (Nolasco, 2010).

**MCF** (Factor de Corrección de CH<sub>4</sub>): la fracción de materia orgánica que será degradada en condiciones anaeróbicas. Dado que la profundidad de las lagunas es de 4 metros, se consideró un valor de 0,8.

**DQO<sub>d</sub>** (Demanda Química de Oxígeno degradada): contenido de materia orgánica presente en el efluente degradado durante el tratamiento, medido como KgDQO/m<sup>3</sup>.

### Resultados y discusión

En la **Tabla 1** se pueden ver las características físico-químicas de cada tratamiento previo a la digestión y también de cada repetición post digestión.

Para realizar las mezclas de cada tratamiento se midió el %ST de los diferentes sustratos. El efluente porcino resultó en un 3,03 % de ST similar a lo afirmado por Groppelli y Giampaoli (2001). El valor de 87 %ST para el rastrojo de maíz, se encontró en el intervalo considerado por la FAO (entre 77 y 89 %ST). En el caso del estiércol porcino, lo obtenido en laboratorio de 57,4 % ST no coincidió con los valores de la bibliografía, entre 10 y 45 % (Varnero, 2011). Esto posiblemente se debe a que perdió humedad en el lapso dado entre la recolección y el estudio de este.

Los valores de pH, CE y N están dentro de los planteados por la literatura (Sosa, 2016; Groppelli, y Giampaoli, 2001). Estos pueden variar de acuerdo con el tamaño de la granja, el sistema de producción, el tipo de explotación, la edad del animal, la dieta y el manejo de las granjas porcinas (Martínez-Suller, 2007). En el caso del pH, los valores resultaron cerca de la neutralidad dentro del intervalo óptimo para el crecimiento de los metanógenos de 6,8 a 7,5 (Jiménez, 2012).

Se obtuvo una mejora en la relación C/N para las mezclas T2 y T3, aunque todavía lejos del rango óptimo para la biodigestión (**Tabla 1**). Con relaciones C/N bajas, el exceso de amonio puede actuar como inhibidor del proceso de biodigestión (Varnero, 2011).

**Tabla 1** | Características físico-químicas de los tratamientos pre y post digestión.

Predigestión	%ST	%SF	%SV	pH	CE	N	C/N
T1	3,03	0,89	2,14	7,03	14,9	0,22 %	4,86
T2	8,46	2,84	5,62	7,85	15,05	0,45 %	6,23
T3	9,07	2,27	6,80	7,7	15,25	0,29 %	11,66
Postdigestión							
T1	2,45	0,85	1,6	7,5	17,48	0,31 %	2,59
T2	6,01	1,17	4,83	6,9	19,23	0,48 %	4,99
T3	6,13	1,24	4,89	7,2	17,69	0,45 %	5,5

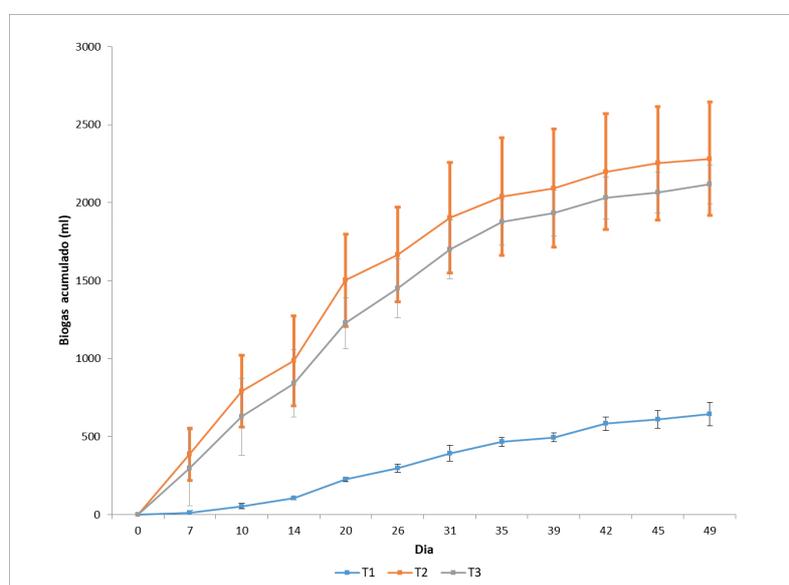
### Producción de biogás

En la **Figura 3** se puede ver la evolución de biogás acumulado en ml a lo largo del tratamiento. En los últimos días los incrementos diferenciales fueron muy bajos y llegaron a una meseta de producción. Debido a la gran cantidad de efluentes que se generan por día en la granja (80m<sup>3</sup>), fue importante identificar el tiempo de retención ideal que optimizara la producción de biogás y el tamaño del digestor a construir, que resultó ser de 30 días, donde en los tratamientos T2 y T3 se acumuló el 82 % del biogás producido y en T1 el 65 %.

T1 produjo poco biogás durante todo el ensayo. Tanto T2 como T3 presentaron una tendencia similar de producción,

por lo que resulta importante mencionar que cualquier tipo de manejo debe buscar aumentar los sólidos totales del efluente, especialmente frente a la eficiencia en el uso del agua, una gran problemática en estas producciones intensivas. (Garzón-Zúñiga y Buelna, 2014; Wilson y otros, 2017).

No se observaron diferencias significativas entre las medias de biogás acumulado al día 50 entre T2 y T3, por lo que el agregado de rastrojo, aunque mejoró levemente la relación C/N (**Tabla 1**), no tuvo una importancia de peso en la producción.

**Figura 3** | Biogás acumulado en ml, según tratamiento a lo largo de los 50 días.

### Estimación analítica de la emisión de CH<sub>4</sub>

Según la DQO del efluente (19 742 mgO<sub>2</sub>/l) y las dimensiones de las lagunas de contención, se estimó que se liberan 3,95 Kg CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>. Si se considera que se producen alrededor de 80 litros de efluente por madre en cada día (Vicari, 2012) y que la granja cuenta con mil madres en producción, la liberación de metano por día resultó de 316 Kg.

Los sistemas de digestión anaerobia presentan eficiencias de remoción entre 81,7 y 97,5 % de la DQO (Garzón-Zúñiga

y Buelna, 2014). Suponiendo que la eficiencia mínima de remoción de la DQO resultante es de 3,621 mgO<sub>2</sub>/l y que el volumen permanece constante, se liberarían 54 Kg CH<sub>4</sub> post digestión y se produciría una disminución importante.

### Conclusión

Para mejorar la producción de biogás del efluente en este tipo de establecimientos, es necesario eficientizar el uso del agua con el fin de obtener un purín con mayor concentración

de sólidos. Sin embargo, habría que considerar que esto implica mayores concentraciones de contaminantes.

El agregado de una fuente carbonada con altas relaciones C/N no resultó en un aumento de la producción de biogás. Se deberían probar distintos porcentajes con el fin de continuar las evaluaciones.

La emisión de CH<sub>4</sub> a la atmósfera obtenida a partir de la DQO resulta muy elevada. Cualquier tratamiento que busque disminuir dicho impacto sería beneficioso para el ambiente. Los biodigestores resultan una excelente opción y la implementación de esta tecnología basada únicamente en residuos, contribuiría a ajustar la variable económica que en muchos casos desanima su uso.

## Referencias

- A.P.H.A., A.W.W.A., y W.P.C.F. (1992). Métodos Normalizados para análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos. S.A. 1816 pp.
- A.A.P.P. Asociación Argentina Productores de Porcinos. Staff Económico. (2018). ¿Qué pasa con nuestros costos de producción? Ganados y Carnes. <https://ganadosycarnes.com/sector-porcino-que-pasa-con-nuestros-costos-de-produccion/>
- Garzón Zúñiga, M. A., y Buelna, G. (2014). Caracterización de aguas residuales porcinas y sus tratamientos por diferentes procesos en México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(1). 65-79.
- Groppelli E. S., y Giampaoli, O. A. (2001). El Camino de la Biodigestión. Ambiente y tecnología socialmente apropiada. Universidad Nacional del Litoral – UNL - PROTEGER . Amigos de la Tierra,
- Martínez-Suller, L. (2007). Caracterización del purín de bovino y porcino en la región de Lombardía (Italia): relación entre propiedades físico-químicas y valor fertilizante. 1Library. <https://1library.co/document/zk8vvg4z-caracterizacion-porcino-region-lombardia-relacion-propiedades-quimicas-fertilizante.html>
- Menna, M., Branda, J. Murcia, G, Garín, E., Belliski G., y Moschione, E. (2007). Metodología de bajo costo para la cuantificación de biogás en biodigestores de laboratorio. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 11: 107-113.
- Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca. (2018). Información estadística. <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/porcinos/estadistica/>
- Nolasco, D. A. (2010). Desarrollo de proyectos MDL en plantas de tratamiento de aguas residuales. Banco Interamericano de Desarrollo, Sector de Infraestructura y Medio Ambiente. Nota técnica n° 116.
- Sanchez Wilson, M., Rossi J, Fernandez G, F., y de Iorio A, Bargiela M. (2018). Efluentes de tambos: una propuesta integral para su tratamiento. V Jornadas Interdisciplinarias “Ciclo del agua en agroecosistemas”. Buenos Aires.
- Sosa, N., Orcellet J., y Gambaudo S. (2016) Uso agronómico de residuos orgánicos de origen animal. XXIV Congreso AAPRESID. <https://2016.congresoaaapresid.org.ar/wp-content/uploads/2017/07/Sosa-Nicolas-acta.pdf>
- Varnero, M. T. (2011). Manual de biogás. FAO
- Vicari, M. P. (2012). Efluentes en producción porcina en Argentina: generación, impacto ambiental y posibles tratamientos [Tesis de pregrado Universidad Católica Argentina]. <http://bibliotecadigital.uca.edu.ar/repositorio/tesis/efluentesproduccion-porcina-argentina.pdf>

# Efecto de la aplicación de biol producido a partir de estiércol bovino en las propiedades de un suelo dedicado a la producción de forraje

Artículo largo



Eliana Carolina Cruz\*; Ilán Garzón Marín; Jairo Leonardo Cuervo

Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá, Colombia

\*eccruzmu@unal.edu.co

## Resumen

El objetivo fue evaluar el efecto del biol en algunas propiedades del suelo con pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*). Se establecieron micro parcelas de 25m<sup>2</sup> con seis tratamientos (1: 100 l/ha; 2: 200 l/ha; 3: 100 l/ha + FQ; 4: 200 l/ha + FQ; 5: Fertilización Química (FQ) y 6: Testigo), se evaluó: CO, CIC, densidad aparente (Da), porosidad (P), respiración (R), proteína, fibra y cenizas en el pasto. Los resultados evidenciaron que los tratamientos con biol incrementaron el CO, CIC y la P, además disminuyó la Da; la aplicación de biol incrementó la R en más del 90 % con respecto al inicio; en el forraje la aplicación de biol mantuvo una proporción ideal de proteína y fibra para la ingesta y digestibilidad de los animales. Con lo anterior se tiene que la aplicación de biol al suelo mejora las propiedades de este y permite obtener buenas características en el forraje.

### Palabras clave:

Biodigestor;  
Biofertilizante;  
*Pennisetum clandestinum*;  
Digestión anaerobia.

## Effect of the application of biol produced from bovine manure on the properties of a soil dedicated to forage production

### Abstract

The objective was to evaluate the effect of the biol on some properties of the soil with kikuyo grass (*Pennisetum clandestinum*). A total of 25m<sup>2</sup> micro-plots were established with six treatments (1: 100 l / ha; 2: 200 l / ha; 3: 100 l / ha + CF; 4: 200 l / ha + CF; 5: Chemical Fertilization (CF) and 6: Control), it was evaluated: CO, CIC, apparent density (Da), porosity (P), respiration (R), protein, fiber, and ashes in the pasture. The results showed that biol treatments increased CO, CIC and P, also decreased Da; the application of biol increased the R more than 90 % with respect to the beginning; in the forage, the application of biol maintained an ideal proportion of protein and fiber for the intake and digestibility of the animals. With the above, the application of biol to the soil improves its properties, and allows to obtain good characteristics in the forage.

### Keywords:

Biodigester;  
Biofertilizer;  
*Pennisetum clandestinum*;  
Anaerobic digestion.

**Forma de citar:** Cruz, E. C., Garzón Marín, I., y Cuervo, J. L. (2021). Estudio de la simulación hidrodinámica de un biodigestor doméstico de tipo tubular. RedBioLAC, 5, 60-65.

## Introducción

El estiércol bovino es usado como alternativa o complemento a la fertilización de síntesis química, debido a que esta última usa insumos de elevado costo y su uso intensivo genera impactos negativos en el suelo, tales como acidificación, salinización, entre otros (Hristov *et al.*, 2013). Sin embargo, la aplicación directa del estiércol al suelo puede ocasionar algunos problemas tales como: la acumulación de compuestos oxidados de nitratos y nitritos, los cuales son absorbidos por las plantas y estas al ser consumidas por los animales llegan a ser tóxicas para el ganado. Además el estiércol puede contener microorganismos patógenos que afectan principalmente a los animales (Pinos *et al.*, 2012).

Por lo anterior, el estiércol debe ser tratado antes de ser aportado al suelo. Una alternativa es la descomposición de este material a través de un biodigestor que permite obtener un subproducto líquido llamado biol o efluente; este presenta alta concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno, fósforo y potasio. Debido al proceso de mineralización de los residuos orgánicos que entran al biodigestor, al ser aplicado al suelo proporcionan nutrientes de acción rápida, que entran fácilmente en la solución del suelo y de este modo quedan disponibles para las plantas y como nutrientes primarios para el desarrollo de microorganismos del suelo (Herrero, 2019). El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la aplicación al suelo de biol producido a partir de estiércol bovino en las propiedades de un suelo dedicado a la producción de forraje.

## Metodología

El estudio se llevó a cabo en predios de la universidad Nacional de Colombia sede Bogotá usados para el pastoreo de ganado bovino con fin lechero y con una rotación de 50 días. Se evaluaron seis tratamientos con diferentes dosis de biol como complemento a la fertilización química; esta última establecida de acuerdo al manejo común de los productores de la sabana de Bogotá, con fertilizante 31-8-8-2 a dosis de 160 kg/ha: T1: Biol 100 l/ha, T2: Biol 200 l/ha, T3: Biol 100 l/ha + FQ, T4: Biol 200 l/ha + FQ, T5: FQ y T6: control. Se evaluaron cinco réplicas por tratamiento y la unidad experimental correspondió a parcelas de 25m<sup>2</sup>, distribuidas aleatoriamente.

Se evaluó el Carbono Orgánico Oxidable (COO) por el método de Walkley-Black; Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), por el método del acetato de amonio; como propiedades físicas la densidad aparente (Da) por el método del cilindro y la porosidad (Jaramillo, 2002); en cuanto a las propiedades biológicas se evaluó la respiración del suelo, por el método de titulación (Öhlinger, 1995). Además se analizó el forraje de materia seca por el método de digestibilidad in vitro de la MS (ICONTEC); proteína

cruda por el método de la digestibilidad in situ (AOAC, 1996), fibra detergente neutro y ácido (AOAC, 1996) y cenizas con análisis de hierro (AOAC, 1996).

## Resultados y discusión

El CO del suelo incrementó en todos los tratamientos con respecto al muestreo inicial (8,2 %), el tratamiento 1 (12,4 %) fue el que mostró el mayor incremento (50 %) al final. En comparación con el testigo (10,2 %), el mayor valor lo presentó el tratamiento 1 (12,4 %), seguido del tratamiento 3 (12 %) y el 2 (10,7 %) con incrementos del 21, 17 y 4 %, respectivamente (**Tabla 1**). En cuanto a la CIC los tratamientos 3 (45,25 Meq/100g) y 4 (53,8 Meq/100g) incrementaron 23 y 46 % respectivamente, en relación con el muestreo inicial (8,2 Meq/100g). En comparación con el testigo (45,15 Meq/100g) estos mismos tratamientos incrementaron 0,2 y 19 % respectivamente, mientras que los demás presentaron disminución de la CIC, siendo el tratamiento 1 con 24,79 Meq/100 el que representó el mayor decremento con un 32 % con respecto al día cero (36,7 Meq/100g) y 45 % con el testigo (45,15 Meq/100g) (**Tabla 1**).

El biol presenta efectos en las propiedades químicas del suelo debido a que permite una mayor disponibilidad de nutrientes. Ello, posiblemente, debido a que en el proceso de degradación durante la digestión anaerobia se transforman los nutrientes a formas más simples como NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, las cuales son de fácil asimilación por parte de las plantas (Martínez & López, 2018), además de aportar cargas para mejorar la CIC del suelo (Adesina *et al.*, 2014). Por otro lado, el incremento del CO se debe posiblemente al contenido de materia orgánica presente en el biol, carbono este esencial como fuente de energía para los microorganismos (Martínez *et al.*, 2008). En estudios realizados por Jiménez *et al.*, (2004), donde se evaluó la aplicación de estiércol bovino en las propiedades del suelo, los autores reportaron que se incrementó el carbono orgánico del suelo, en comparación con parcelas donde solo se fertiliza con productos químicos.

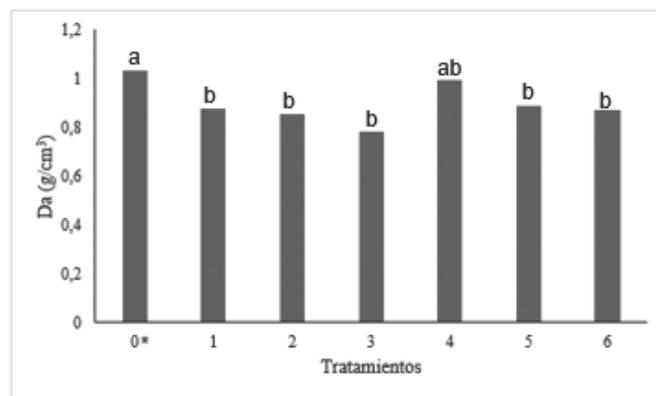
En cuanto a las propiedades físicas, en la **Figura 1** se muestra que para la Da se presentan diferencias significativas con respecto al inicio, pero no con el testigo. Sin embargo, el tratamiento 3 (0,78 g/cm<sup>3</sup>) mostró la mayor reducción con 24 % menos que el valor inicial (1,03 g/cm<sup>3</sup>), seguido de los tratamientos 2 (0,85 g/cm<sup>3</sup>) y 1 (0,88 g/cm<sup>3</sup>) con una reducción del 17 y 14 % respectivamente. En comparación con el testigo (0,87 g/cm<sup>3</sup>), los tratamientos 2 (0,85 g/cm<sup>3</sup>) y 3 (0,78 g/cm<sup>3</sup>) disminuyeron un 2,2 y 10,3 %, respectivamente; mientras que el suelo bajo los tratamientos 4 y 5 presentaron los mayores valores con 0,99 y 0,89 g/cm<sup>3</sup> y cada uno representa 13 y 2 % más que el testigo (**Figura 1**). Por otro lado, en la porosidad se presenta diferencia significativa solo en los tratamientos 2 y 4 con

respecto al inicial; al comparar con el testigo (57,51 %), el tratamiento 2 mostró el menor valor (50,35 %) con una reducción del 13 % (Figura 2); los mayores valores se

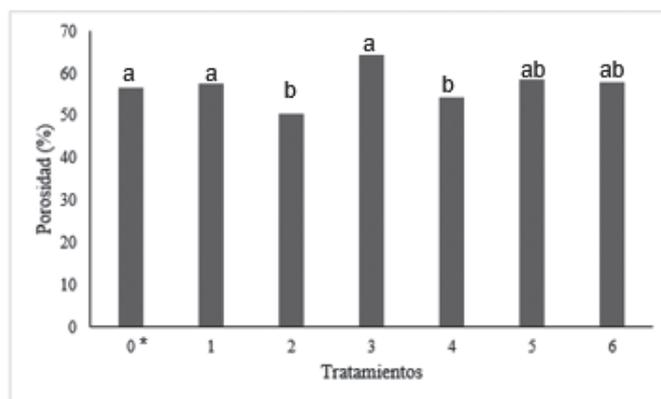
presentaron en los tratamientos 3 y 5 con 64,53 y 58,40 %, con un incremento del 11,2 y 0,64 %, respectivamente (Figura 2).

**Tabla 1** | Resumen de estadística descriptiva de propiedades químicas del suelo evaluadas bajo los tratamientos: T1: Biol 100 l/ha, T2: Biol 200 l/ha, T3: Biol 100 l/ha + FQ, T4: Biol 200 l/ha + FQ, T5: FQ y T6: control.

Variable	Muestreo (días)	Tratamiento	Media	Std	CV (%)
CO (%)	0	0	8,2	0,37	5 %
		1	12,4	4,69	38 %
	50	2	10,7	2,99	28 %
		3	12	2,19	18 %
		4	10,2	3,97	39 %
		5	8,8	3,34	38 %
CIC (Meq/100g)	0	0	36,7	5,94	16 %
		1	24,79	0,49	2 %
	50	2	33,9	9,76	29 %
		3	45,25	7,42	16 %
		4	53,8	28,99	54 %
		5	36,7	15,27	42 %
6	45,15	14,07	31 %		



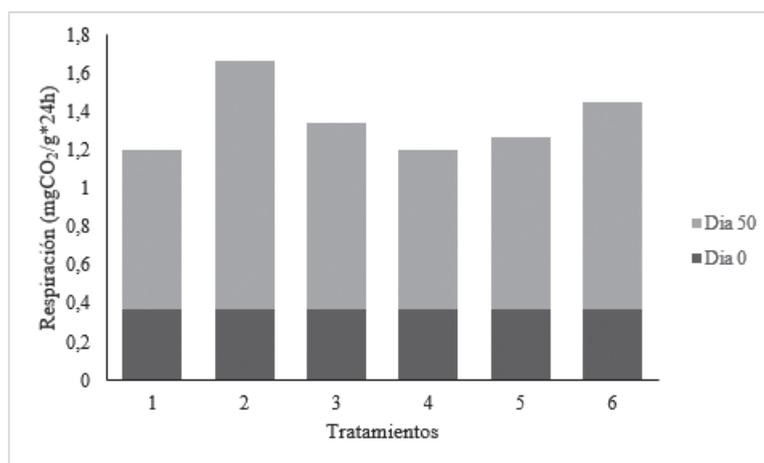
**Figura 1** | Densidad aparente del suelo bajo tratamientos con biol. \* Muestreo inicial en el día cero antes de aplicación de tratamientos comparación de medias de Tukey con  $p < 0.05$ .



**Figura 2** | Porosidad del suelo bajo tratamientos con biol. \* muestreo inicial en el día cero antes de aplicación de tratamientos comparación de medias de Tukey con  $p < 0.05$ .

La aplicación de biol al suelo tiene influencia indirecta en las propiedades físicas de este, ya que incrementa los contenidos de carbono orgánico y estimula la actividad biológica. Esto resulta en una buena estructuración del suelo y la generación de agregados estables que ayudan a una mayor resistencia a la degradación y compactación, y mejora la dinámica de movimiento de agua y aire, relacionado con la porosidad del suelo (Torres *et al.*, 2013). Además, el biol estimula principalmente la actividad microbiana, debido a que presenta materia orgánica semi-degradada y microorganismos solubilizadores de fosfatos, liberadores y fijadores de nitrógeno (Dávila *et al.*, 2017). Estos generan compuestos que actúan como agentes cementantes de los agregados del suelo; las bacterias secretan sustancias adherentes como polisacáridos que ayudan al proceso de formación de macro y micro agregados, lo que genera una mayor porosidad del suelo y por ende un efecto en la densidad aparente (Davies, 2006 citado por (Orozco *et al.*, 2016).

En la actividad biológica aerobia medida como la respiración, se muestra en la **Figura 3** que el suelo bajo el tratamiento 2 presentó la mayor respiración con 1,29 mgCO<sub>2</sub>/g\*24h, respecto al día cero (0,37 mgCO<sub>2</sub>/g\*24h) y al testigo (1,08 mgCO<sub>2</sub>/g\*24h), con un incremento del 19 %. El suelo bajo los tratamientos 1, 3, 4 y 5 mostraron valores menores con respecto al testigo con reducciones del 23, 10, 23 y 17 %, respectivamente. Resultados similares se encontraron en un estudio donde se evaluó la respiración del suelo como indicador de la actividad microbiana, después de la aplicación de materiales orgánicos. Los autores indican que la respiración se incrementó en los tratamientos con aplicación de abonos orgánicos, además que la actividad de los microorganismos fue dependiente de los contenidos de carbono en el suelo (Guerrero *et al.*, 2012).



**Figura 3** | Respiración del suelo bajo tratamientos con biol.

En la **Tabla 2** se observan los resultados de materia seca, proteína, fibra y cenizas del pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*), donde se muestra que los tratamientos 2, 4 y 5 presentaron el mayor contenido de proteína cruda con 20,1 %, 22,2 % y 23,1 % respectivamente, en comparación con el testigo (19,1 %). Por otra parte, los tratamientos 3 y 1 tuvieron los mayores valores en fibra en detergente ácido con 26,3 y 24,8 %, lo que representa un incremento del 8 y 2 % respectivamente, en comparación con el testigo (24,3 %) y en fibra en detergente neutro con 61,3 y 58,5 %, y un incremento del 7 y 2 % respectivamente, en comparación con el testigo (57,2 %). En el contenido de cenizas se observa que el tratamiento que presentó el mayor valor en comparación con el testigo (7,8 %) fue el 2 (8,5 %), con un incremento del 9 %, seguido del tratamiento 5 y 1 con 8,3 % y 8,2 %, representando un incremento del 6 y 5 %, respectivamente.

La fibra es uno de los componentes principales en la alimentación del ganado, debido a que tiene como función estimular la masticación y la producción de saliva en los animales, esto permite una buena rumia y mantener

un pH rumial mayor a 5,7, cuyo resultado es un buen comportamiento productivo de los animales; tanto la fibra detergente neutro (FDN) como la fibra detergente ácido (FDA) se encuentran relacionadas con el consumo de materia seca y la digestibilidad de los forrajes. Al presentarse una dieta con altos contenidos de FDN los animales consumen menos alimento y con altos niveles de FDA se disminuye la digestibilidad, en una dieta ideal la FDN debe estar por debajo del 55 % en los forrajes (Phibro Animal Health, 2017). En estudios realizados en pasto la aplicación de bioabonos de estiércol bovino generó un incremento en el crecimiento de las plantas y el contenido de materia seca superior al 50 % en comparación con el testigo. Los autores muestran que estos resultados se dan debido a que los bioabonos aportan al suelo nutrientes que permiten un incremento en el rendimiento (Barrera *et al.*, 2019). Otros autores han reportado que, el uso de biol de estiércol bovino incrementa el contenido de proteína cruda en avena forrajera en comparación con parcelas sin aplicación, además incrementa el contenido de fibra, el cual se mantiene en un rango ideal para tener una buena digestibilidad en los animales (Huallpa *et al.*, 2016).

**Tabla 2** | Variables analizadas en pasto kikuyo bajo tratamientos con biol después de 50 días.

Tratamiento	Materia seca (%)	Proteína cruda (%)	Fibra detergente Neutro (%)	Fibra detergente ácido (%)	Cenizas (%)
1	20,4	19,4	58,5	24,8	8,2
2	19,5	20,1	55,6	24,5	8,5
3	21,9	17,4	61,3	26,3	7,6
4	20,1	22,2	55,8	23,6	7,8
5	20,1	23,1	55,9	22,9	8,3
6	22,8	19,1	57,2	24,3	7,8

## Conclusiones

La aplicación de biol al suelo mejora las propiedades químicas, físicas y biológicas de este, lo cual resulta en un suelo sano, donde las plantas presentan buen crecimiento, desarrollo y producción. Con la aplicación de biol se mejoró las características del forraje en cuanto a contenidos de proteína, fibra y cenizas, lo que repercute en un buen comportamiento productivo de los animales, además de mantenerlos en buen estado de salud en cuanto al consumo y la digestibilidad del forraje.

## Referencias

- Adesina, J., Sanni, K., Afolabi, L., & Eleduma, A. (2014). Effect of variable rate of poultry manure on the growth and yield of pepper (*Capsicum annum*) in South Western Nigeria. *Academia Arena*, 6(1), 9-13.
- AOAC Association of Analytical Chemists. (1996). Official Methods of analysis of the Association of Analytical Chemists. <https://www.aoac.org/official-methods-of-analysis-21st-edition-2019/>
- Barrera, M., Cubas, F., Gosgot, W., Ordinola, C., y Rascón, J. (2019). Sistema de producción de biogás y bioabonos a partir del estiércol de bovino, Molinopampa, Chachapoyas, Amazonas, Perú. *Arnaldoa*, 26(2), 725-734. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.262.26214>.
- Dávila, E., Calero, A., Gómez, Y., Gil, Z., Henderson, D., & Jiménez, J. (2017). Agronomic effect of the biosold in tomato cultivation (*Solanum lycopersicum*): biological control of *Rhizoctonia solani*. *Cultivos Tropicales*, 38(1), 13-23.
- Guerrero, P., Quintero, R., Espinoza, V., Benedicto, G., y Sánchez, M. (2012). Respiración de CO<sub>2</sub> como indicador de la actividad microbiana en abonos orgánicos de *Lupinus*. *Terra Latinoamericana*, 30(4), 355-362.
- Herrero, M. (2019). Experiencias Latinoamericanas en la democratización de los biodigestores: Aportes a Ecuador. Climate Technology Center and Network.
- Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J., y Oosting, S. 2013. Mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero en la producción ganadera – Una revisión de las opciones técnicas para la reducción de las emisiones de gases diferentes al CO<sub>2</sub>. Editado por Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson y Harinder P.S. Makkar. Producción y Sanidad Animal FAO Documento No. 177. FAO, Roma, Italia. <https://www.fao.org/3/i3288s/i3288s00.htm>
- Huallpa, R., Céspedes, R., y Esprella, B. (2016). Evaluación del efecto de Biol bovino en la producción y calidad de la avena forrajera (*avena sativa L.*), en época de invierno en la estación experimental Choquenaira, Viacha - La Paz. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 3(1), 103-114.
- ICONTEC. (s.f.). Manual de métodos fisicoquímicos para el control de calidad de la leche y sus derivados. <https://tienda.icontec.org/gp-metodos-fisicoquimicos-para-control-de-calidad-de-leche-y-productos-lacteos-ntc6103-2015.html>
- Jaramillo, D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia.
- Jiménez, L., Larreal, M., y Noguera, N. (2004). Efectos del estiércol bovino sobre algunas propiedades químicas de un Ultisol degradado en el área de la Machiques Colón, estado Zulia. *Revista Facultad de Agronomía*, 21(4), 311-321.
- Martínez, C., y López, Y. (2018). Tratamiento y utilización de efluentes de instalaciones de biogás como abonos orgánicos, revisión y análisis. *Centro Agrícola*, 45(2), 83-92.

- Martínez, E., Fuentes, J., & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 8(1), 68-96.
- Öhlinger R., Beck T., Heilmann B., y Beese F. (1996) Soil Respiration. In: Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R. (eds) *Methods in Soil Biology*. Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60966-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60966-4_6)
- Orozco, A., Valverde, M., Martínez, R., Chávez, C., y Benavidez, R. (2016). Propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo con biofertilización cultivado con manzano. *Terra Latinoamericana*, 34(4), 441-456.
- Phibro Animal Health. (2017). Importancia de la fibra en la salud ruminal de ganado productor de carne. <https://www.ganaderia.com/destacado/Importancia-de-la-fibra-en-la-salud-ruminal-de-ganado-productor-de-carne>.
- Pinos, J., García, J., Peña, L., Rendón, J., Gonzales, C., y Tristán, F. (2012). Environmental regulations and impact of manure generated by livestock operations in some American countries. *Agro Ciencia*, 46(4), 359-370.

# Implicancias del tipo de estiércol en la calidad microbiológica del biol

Artículo largo



José Alfredo Daniel López-Coronado<sup>1\*</sup>; Gladys-Juana Carrión-Carrera<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Científica del Sur, Perú

<sup>2</sup>Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú

\*jlopezco@cientifica.edu.pe

## Resumen

El objetivo del presente estudio es determinar si el número de coliformes y salmonellas difiere entre bioles producidos con estiércol vacuno, de conejo o de gallina. Tres biodigestores tubulares fueron alimentados, cada uno con estiércol distinto, y operados bajo las mismas condiciones. Se contabilizaron los coliformes totales, fecales, *Salmonella sp.* y *Escherichia coli*, la menor contaminación por coliformes en el biol se encontró en el estiércol de conejo (<3 NMP/mL), seguido de las excretas de gallina (<90 NMP/mL) y estiércol vacuno (<11x10<sup>2</sup> NMP/mL). En todos los casos hubo ausencia de salmonella. Solo el biol de estiércol de conejo cumple con los estándares de calidad para la normativa peruana y extranjera. Estos resultados implican que el biol de estiércol de conejo no requiere de altos tiempos de retención para lograr una sanitización, lo que le convierte en una opción adicional de ingresos para criadores, y un potencial fertilizante de cultivos de consumo humano directo.

### Palabras clave:

Biol; Estiércol; Coliformes; Salmonella; Patógenos; Digestión anaerobia.

## Implications of animal manure type on biogas slurry microbiological quality

### Abstract

This study aimed to determine whether the number of coliforms and salmonellas vary between biogas slurries produced using chicken, cow and rabbit manure. Three tubular digesters were fed using different manure types and operated under the same conditions. The number of coliforms, faecal coliforms, *Salmonella sp.* and *Escherichia coli* were quantified in laboratory. The slurry produced with rabbit manure had the lowest coliform levels (<3 NMP/mL), followed by chicken manure (<90 NMP/mL) and cow manure (<11x10<sup>2</sup> NMP/mL). *Salmonella* was absent in all slurries. Biogas slurry from rabbit manure is the only one whose coliform quantities are below permissible levels according to Peruvian and foreign norms. The results imply that rabbit slurry have potential to be used in crops of direct human consumption, and hydraulic retention times do not have to be high to sanitize the slurry. Therefore, biogas slurry is an opportunity to generate additional income for rabbit breeders.

### Keywords:

Slurry; Digestate; Manure; Coliforms; Salmonella; Pathogens; Anaerobic digestion.

**Forma de citar:** López Coronado, J. A. D., y Carrión-Carrera, G. J. (2021). Implicancias del tipo de estiércol en la calidad microbiológica del biol. *RedBioLAC*, 5, 66-70.

## Introducción

El biol producto de la digestión anaerobia de la materia orgánica es un abono foliar rico en micronutrientes como calcio, magnesio, hierro, manganeso, y zinc, al igual que macronutrientes como fósforo, potasio y nitrógeno (de Groot & Bogdanski, 2013). Además, contiene microorganismos benéficos para: el suelo, las plantas como hongos del género *Acaulospora* y bacterias metanogénicas (Coelho *et al.*, 2020), y fitohormonas como ácido giberélico, ácido indolacético y ácido abscísico (Li *et al.*, 2016). De hecho, sus beneficios se han observado en la mayor productividad de pastos como *Lolium perenne* y *Trifolium repens* (Coelho *et al.*, 2019), o en cultivos para el consumo humano como el trigo donde se observó una mayor productividad, enraizamiento, peso fresco y seco en comparación con la urea (Pampillón-González *et al.*, 2017). Sin embargo, la literatura de biodigestores de pequeña escala refiere poco respecto a la sanitización del biol. Obtener un biol libre de patógenos es importante en el contexto actual, en el que 60 % de enfermedades emergentes son zoonóticas (Jones *et al.*, 2008) y donde los estiércoles juegan un rol importante. Si bien los biodigestores familiares reducen la carga microbiana de los estiércoles, no logran remover todos los patógenos, por lo que al manipular los estiércoles y los bioles, las personas se exponen a enfermedades (Huong *et al.*, 2014; Nakamya *et al.*, 2020) como las producidas por coliformes enteropatógenos y *Salmonellas* (Nag *et al.*, 2020). En la Unión Europea, por ejemplo, donde hay reglamentos para el uso de biodigestores y la seguridad de

sus productos, la sanitización del biol se asegura con la pasteurización de los sustratos a 70 °C por una hora (Nag *et al.*, 2020). Sin embargo, en países donde son populares los biodigestores de pequeña escala y no hay reglamentación, los bioles pueden representar un riesgo a la salud al entrar en contacto con fuentes de agua o alimentos. En este estudio, el objetivo es cuantificar el número de coliformes totales, coliformes fecales, *Escherichia coli* y *Salmonella sp.* en el biol producido con estiércoles de vacuno, gallina y conejo.

## Metodología

El experimento se llevó a cabo en la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú. Se utilizaron tres biodigestores tubulares de 0,9 m<sup>3</sup> de volumen total, todos fabricados con geomembrana de PVC de 0,5 mm., Estos se alojaron en trincheras trapezoidales de 0,63 m<sup>3</sup> de volumen sin aislamiento, y estuvieron expuestos al sol. Cada biodigestor fue alimentado con estiércol de especies diferentes: conejo, gallina y vacuno. Los tres estiércoles se recolectaron frescos, se mantuvieron libres de contaminación alguna con material de cama y sin orina para el caso de conejo y vacuno. Los biodigestores operaron con temperatura variable entre 18,3 y 26,6 °C dentro de su fase líquida. La alimentación de los biodigestores y recolección de biol inició cuando el biogás era combustible, es decir, a los 28 días de haber realizado la primera carga del biodigestor con 200 kg de estiércol vacuno y 600 litros de agua. La composición de los sustratos y los parámetros bajo los cuales se operaron los tres biodigestores se detallan en la **Tabla 1**.

**Tabla 1** | Contenido de sólidos de los sustratos y parámetros de operación de los biodigestores.

Parámetro	Estiércol conejo	Excreta gallina	Estiércol vacuno
Estiércol - Sólidos totales (% fresco)	37,23	25,09	26,71
Estiércol - Sólidos volátiles (% fresco)	30,56	17,53	21,05
Volumen útil de biodigestor (m <sup>3</sup> )	0,63	0,63	0,63
Estiércol (kg/día)	3,00	3,00	3,00
Agua (kg/día)	9,00	900	9,00
Estiércol + Agua – Sólidos volátiles (%)	7,64	4,38	5,26
Tiempo de retención hidráulica (días)	52,50	52,50	52,50
Velocidad de carga orgánica máxima (kg sv/m <sup>3</sup> /d)	1,04	0,60	0,72

Después de la carga inicial, se realizó un monitoreo diario de pH y temperatura de la fase líquida del biodigestor desde el momento en que se empezó a alimentar. Se monitorearon los sólidos volátiles semanalmente durante los tres primeros meses de operación, tiempo en el que el contenido de sólidos alcanzó su nivel más bajo. A los siete meses de operación continua, se tomó una muestra del biol del tubo de salida de efluentes. Se siguió la metodología de la International Commission on Microbiological Specifications for Food (ICMSF, 1983) y se cuantificaron las cantidades de coliformes totales, coliformes fecales, *Salmonella sp.* y *Escherichia coli* en muestras que incluían la fase sólida y líquida del biol. Los resultados se contrastaron con los límites máximos permisibles para el agua de riego en

cultivos de consumo directo Decreto Supremo 015-2015 de 2015 y fertilizantes elaborados con residuos y otros componentes orgánicos según la normativa española (Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, Sobre Productos Fertilizantes., 2013).

## Resultados y discusión

La evolución de los sólidos volátiles y pH se observan en las **Figuras 1 y 2**, respectivamente. Se observa que para el biodigestor alimentado con estiércol de conejo, tomó 21 días, desde su alimentación, estabilizar su pH con un nivel superior a 6,8 y 28 días para estabilizar los sólidos volátiles con un nivel menor a 2 %. Para el biodigestor

alimentado con excretas de gallina tomó 29 días lograr un pH neutro por encima de 6,8 y 42 días para estabilizar su nivel de sólidos volátiles con menos de 4 %. Al día 116, el pH se elevó por encima de 7,5, y llegó a niveles alcalinos influenciado probablemente por los altos niveles de amoníaco. El biodigestor alimentado con estiércol vacuno reportó un mínimo de 5,52 % de sólidos volátiles a los 42 días y un pH superior a 6,8 a los 48 días. La reducción en el nivel de sólidos volátiles en los biodigestores alimentados con estiércol de conejo, gallina y vacuno fue de 85,07 %, 63,01 % y 21,2 %, respectivamente. Los dos primeros resultados son superiores a lo reportado en una revisión de varios estudios de biodigestores alimentados con estiércol, donde la remoción de sólidos volátiles variaba entre 31 y 56 % (Kinyua *et al.*, 2016). Estos resultados demuestran la

alta capacidad que tienen los biodigestores tubulares para degradar la materia orgánica. Para el biodigestor alimentado con estiércol vacuno, la remoción de los sólidos volátiles fue considerablemente menor al 76 % reportado por Castro *et al.* (2017). El mayor nivel de sólidos volátiles estuvo influenciado por la fibra presente en la fase líquida del biodigestor. Así mismo, en el primer mes se observó un pH ácido y los sólidos volátiles elevados, tras lo cual se inoculó biol de los otros biodigestores y se reinició la alimentación. Este procedimiento permitió iniciar la degradación de los sólidos volátiles. En todos los casos, el pH obtenido a los siete meses de operación fue similar a lo reportado por Kinyua *et al.*, (2016), quienes señalan que biodigestores de pequeña escala cuando operan a temperaturas inferiores a 30 °C trabajan con pH comprendido entre 6,5 y 8,8.

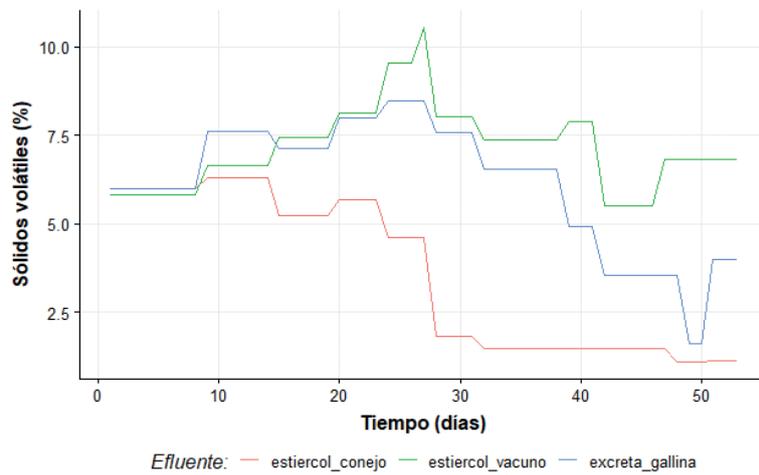


Figura 1 | Variación temporal del porcentaje de sólidos volátiles en la fase líquida del biodigestor según tipo de estiércol.

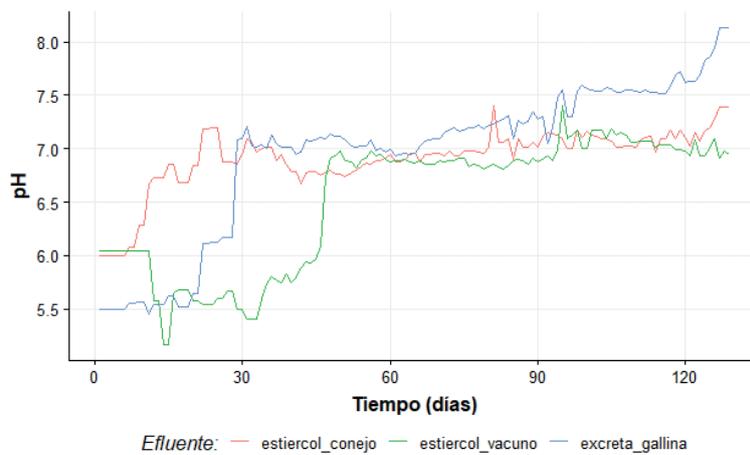


Figura 2 | Variación temporal del pH en la fase líquida del biodigestor según tipo de estiércol.

De acuerdo con la normativa nacional, solo el biol producido con estiércol de conejo cumple con los límites máximos permisibles. Pero según la normativa española, los bioles

producidos con estiércoles de conejo y gallina cumplen con los límites de coliformes fecales y *Salmonella* (Tabla 2).

**Tabla 2** | Parámetros y valores microbiológicos del biol según tipo de estiércol en referencia a normativa nacional y extranjera.

Parámetro	Biol de estiércol de conejo	Biol de excretas de gallina	Biol de estiércol de vacuno	Normativa Perú <sup>1</sup>	Normativa España <sup>2</sup>
Coliformes fecales (NMP/mL)	< 3	< 90	< 11x10 <sup>2</sup>	< 10	< 1000
Coliformes totales (NMP/mL)	< 3	< 90	< 11x10 <sup>2</sup>	< 10	
<i>Escherichia coli</i> (NMP/mL)	< 3	< 90	< 11x10 <sup>2</sup>	< 1	
<i>Salmonella</i>	Ausencia	Ausencia	Ausencia		Ausencia

<sup>1</sup> Modifican Los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental Para Agua y Establecen Disposiciones Complementarias Para Su Aplicación DS N° 015-2015-MINAM

<sup>2</sup> Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, Sobre Productos Fertilizantes

Los resultados sugieren que existen diferencias en la calidad microbiológica del biol según el tipo de estiércol utilizado en la digestión anaerobia. El resultado para el biol producido con estiércol de conejo se explica por la escasa presencia de coliformes en la microbiota digestiva y en sus heces duras (Crowley *et al.*, 2017), así como por el manejo del estiércol que se recolectó puro, con escasa humedad y con pocos días de almacenamiento. En cambio, en los bioles producidos con estiércoles de ave y vacuno, la mayor presencia de coliformes se explicaría por una cantidad superior de proteobacterias en sus estiércoles (Awasthi *et al.*, 2018; Sun *et al.*, 2020). Así mismo, la mayor carga microbiana se relaciona con el aumento en el nivel de sólidos volátiles en el biol. Según Smith *et al.* (2005), la destrucción de patógenos se da cuando hay bajos niveles de sólidos volátiles pues evidencia una alta competencia microbiana. El biol producido con estiércol de conejo cuenta con una baja carga patógena y con potencial para utilizarse en la fertilización de cultivos de consumo humano directo, sin requerir de postratamiento. Aún así, se recomienda realizar estudios complementarios de fitotoxicidad. Los bioles preparados con estiércoles de otras especies sí necesitan de un postratamiento como la fermentación homoláctica. La remoción de patógenos también se logra con mayor temperatura en la fase líquida de los biodigestores como ocurre en biodigestores termófilos (50-55 °C) (Huong *et al.*, 2014). Sin embargo, esto no se puede lograr sin sistemas de calefacción. En biodigestores de pequeña escala se ha propuesto el uso de paneles solares en biodigestores de tipo chino (Chen & Qin, 2014), no obstante, su viabilidad económica y técnica en otros tipos de biodigestores requiere más investigación.

Una revisión de literatura de Kinyua *et al.* (2016), muestra que el tiempo de retención hidráulica en biodigestores tubulares de pequeña escala varía entre 10 y 90 días. Así mismo, es sabido que conforme aumenta el tiempo de retención hidráulica se reducen los patógenos (Smith *et al.*, 2005), aunque pasados los 60 días, no se ha observado mayor remoción (Nakamya *et al.*, 2020). La ventaja de

la digestión anaerobia del estiércol de conejo es que no necesita de tiempos de retención elevados para tener un biol libre de patógenos.

Los resultados de este estudio son beneficiosos para los criadores de conejos no solo de mediana o gran escala, sino también de traspatio ubicados en zonas urbanas quienes pueden elaborar y comercializar un biol libre de patógenos dentro de su zona geográfica, para ser utilizado en jardines y biohuertos. Debido a que el bio es un bioabono requerido en cultivos destinados al autoconsumo, se convierte en un producto importante dentro de la seguridad alimentaria. Si bien no es frecuente observar biodigestores semicontinuos en zonas urbanas, los resultados de este estudio podrían replicarse en sistemas sencillos y de pequeña escala como los batch.

## Conclusiones

El presente estudio buscó determinar si el número de microorganismos patógenos en el biol producido por la digestión anaerobia de los estiércoles difiere entre especies animales. Los resultados indican diferencias entre especies, la mejor calidad microbiológica se obtiene con el estiércol de conejo, seguido de las excretas de gallinas y finalmente, estiércol vacuno. Esto implica que el biol producido con estiércol de conejo no necesita de altos tiempos de retención hidráulica para lograr su sanitización. Así mismo, se presenta como una nueva fuente de ingresos para criadores ya que tendría potencial de uso en cultivos de consumo humano directo sin requerir postratamiento.

## Referencias

Awasthi, M. K., Chen, H., Wang, Q., Liu, T., Duan, Y., Awasthi, S. K., Ren, X., Tu, Z., Lo, J., Zhao, J., & Zhang, Z. (2018). Succession of bacteria diversity in the poultry manure composted mixed with clay: Studies upon its dynamics and associations with physicochemical and gaseous parameters. *Bioresource*

- Technology, 267, 618-625. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.094>
- Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L. J., Vecino, K., Rojas, G., & Mantilla, L. (2017). Low cost digester monitoring under realistic conditions: Rural use of biogas and digestate quality. *Bioresource Technology*, 239, 311-317. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.035>
- Chen, Z., & Qin, C. (2014). Experiments and simulation of a solar-assisted household biogas system. *Energy Procedia*, 61, 1760-1763. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.12.206>
- Coelho, J. J., Hennessy, A., Casey, I., Bragança, C. R. S., Woodcock, T., & Kennedy, N. (2020). Biofertilisation with anaerobic digestates: A field study of effects on soil microbial abundance and diversity. *Applied Soil Ecology*, 147, 103403. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103403>
- Coelho, J. J., Hennessy, A., Casey, I., Woodcock, T., & Kennedy, N. (2019). Responses of ryegrass, white clover, soil plant primary macronutrients and microbial abundance to application of anaerobic digestates, cattle slurry and inorganic N-fertiliser. *Applied Soil Ecology*, 144, 112-122. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.07.011>
- Crowley, E. J., King, J. M., Wilkinson, T., Worgan, H. J., Huson, K. M., Rose, M. T., & McEwan, N. (2017). Comparison of the microbial population in rabbits and guinea pigs by next generation sequencing. *PLOS ONE*, 12(2), e0165779. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165779>
- de Groot, L., y Bogdanski, A. (2013). Bioslurry = Brown gold? FAO.
- Huong, L. Q., Forslund, A., Madsen, H., & Dalsgaard, A. (2014). Survival of *Salmonella* spp. and fecal indicator bacteria in Vietnamese biogas digesters receiving pig slurry. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 217(7), 785-795. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2014.04.004>
- ICMSF. (1983). *Microorganismos de los alimentos: técnicas de análisis microbiológico* (2nd ed.). Acricbia.
- Jones, K. E., Patel, N. G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J. L., & Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451(7181), 990-993. <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Kinyua, M. N., Rowse, L. E., & Ergas, S. J. (2016). Review of small-scale tubular anaerobic digesters treating livestock waste in the developing world. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 896-910. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.324>
- Li, X., Guo, J., Pang, C., & Dong, R. (2016). Anaerobic Digestion and Storage Influence Availability of Plant Hormones in Livestock Slurry. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 4(3), 719-727. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.5b00586>
- Decreto supremo 015-2015 de 2015. [Ministerio del Ambiente]. Modifican los estándares nacionales de calidad ambiental para agua y establecen disposiciones complementarias para su aplicación DS No 015-2015-MINAM, 7. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/12/Decreto-Supremo-Nº-015-2015-MINAM.pdf>
- Nag, R., Whyte, P., Markey, B. K., O'Flaherty, V., Bolton, D., Fenton, O., Richards, K., & Cummins, E. (2020). Ranking hazards pertaining to human health concerns from land application of anaerobic digestate. *Science of the Total Environment*, 710, 136297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136297>
- Nakamya, J., Tumuhairwe, J. B., Sabiiti, E. N., Strachan, N. J. C., Avery, L. M., y Smith, J. (2020). Influence of biogas digesters on faecal indicator organisms in digestate and around homesteads in Ethiopia. *Biomass and Bioenergy*, 142, 105746. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105746>
- Pampillón-González, L., Luna-Guido, M., Ruíz-Valdiviezo, V. M., Franco-Hernández, O., Fernández-Luqueño, F., Paredes-López, O., Hernández, G., & Dendooven, L. (2017). Greenhouse Gas Emissions and Growth of Wheat Cultivated in Soil Amended with Digestate from Biogas Production. *Pedosphere*, 27(2), 318-327. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60319-9](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60319-9)
- Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes., Pub. L. No. BOE-A-2013-7540, 65 (2013). <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2013-7540>
- Smith, S. R., Lang, N. L., Cheung, K. H. M., & Spanoudaki, K. (2005). Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. *Waste Management*, 25(4), 417-425. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.02.010>
- Sun, L., Han, X., Li, J., Zhao, Z., Liu, Y., Xi, Q., Guo, X., & Gun, S. (2020). Microbial community and its association with physicochemical factors during compost bedding for dairy cows. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00254>

# Efecto del rendimiento de biogás con la adición de *Hylocereus undatus* a las aguas residuales porcinas como sustrato básico

Artículo largo



Louise Gilbert<sup>1</sup>; Wilbert Trejo Lizama<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Kassel, Alemania

<sup>2</sup> Universidad Autónoma de Yucatán, México.

\*wtlizama@correo.uady.mx

## Resumen

El presente estudio describe el efecto del rendimiento de biogás con la adición de 5 % y 10 % de cladodios picados de pitahaya [*Hylocereus undatus* (CPP)] a las aguas residuales porcinas (ARP) como sustrato básico en comparación a la mono-digestión de ARP. Se utilizaron ocho biodigestores tipo tubular elaborados de geomembrana plástica. La mezcla de las ARPs y los CPP, dieron como resultado las concentraciones de 0,52, 0,86 y 1,47 de sólidos totales en los influentes e incrementó la relación C/N de 8 a 24 y 29 para los tratamientos control sin CPP, 5 % de CPP y 10 % de CPP, respectivamente. El rendimiento de biogás se triplicó en el tratamiento con 5 % de CPP; con 10 % de CPP el rendimiento de gas se cuadruplicó (4,5). La mejor relación C/N y de materia orgánica en los tratamientos con CPP, explica la mejora en la producción de biogás.

### Palabras clave:

Cofermentación;  
Relación C/N;  
Biodigestor; Pitahaya.

## Effect on biogas performance with the additions of *Hylocereus undatus* to the pig slurry as basic substrate

### Abstract

The present study describes the effect of biogas production with the addition of 5 % and 10 % of grounded cladodes of Dragon fruit [*Hylocereus undatus* (CPP)] to pig slurry (PSL) as basic substrate in comparison to monodigestion of PSL. There were used 8 biodigesters of tubular form made of plastic geomembrane. The mix of PSL and the CPP result in 0.52, 0.86 y 1.47 % of total solids of the influent and increased the rate of C/N from 8 to 24 and 29 of the treatments control without CPP, 5 % of CPP and 10 % of CPP respectively. The performance of biogas of the 5 % of CPP treatment triple and with 10 % of CPP the increase was 4.5 times. The better C/N rate and organic matter in the treatments with CPP explain the improvement of biogas production.

### Keywords:

Co-fermentation; C/N  
rate; Biodigester;  
Dragon fruit.

**Forma de citar:** Gilbert, L., y Trejo Lizama, W. (2021). Efecto del rendimiento de biogás con la adición de *Hylocereus undatus* a las aguas residuales porcinas como sustrato básico. RedBioLAC, 5, 71-76.

## Introducción

Una de las principales limitantes de la monodigestión anaerobia es la dificultad de tener un sustrato que cumpla con la composición química adecuada para el proceso de biodigestión anaerobia. Ciertos procesos productivos que generan gran cantidad de sustratos pueden ser utilizados como base para el proceso de biodigestión anaerobia, este es el caso de las aguas residuales porcinas, cuyo contenido de materia seca o sólidos totales es muy bajo (menos de 2 %) y la relación C/N baja (de 11/1). Esto hace necesario identificar otros sustratos que permitan mejorar el balance de la mezcla con cosustancias e incrementar la producción de biogás. Un aspecto relevante por considerar en la identificación de cosustancias, es la disponibilidad de biomasa residual en las plantaciones de cultivos. La composición química de la pitahaya [*Hylocereus undatus* (CPP) aporta materia seca y carbono que contribuyen a mejorar los elementos que adolecen los sustratos base para el proceso de biodigestión anaerobia. Diversos estudios han establecido la relación de la codigestión con mejoras en el rendimiento de biogás, en particular en la mejora del balance de la relación C/N y el aporte de sólidos totales y de materia orgánica (Esposito *et al.*, 2012). El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de la adición de cladodios picados de *Hylocereus undatus* a las aguas residuales porcinas como sustrato básico sobre el tiempo de quemado de biogás producido.

## Metodología

Este trabajo se realizó en el área de biodigestores del Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Yucatán (CCBA-UADY), la cual se encuentra en el estado de Yucatán, México. La temperatura promedio anual es de 26,1 °C. Se utilizaron biodigestores tubulares de material plástico, instalados en zanjas con una alfombra entre el biodigestor y la zanja. Para iniciar el estudio, se retiró con una bomba de succión el 90 % del contenido de los biodigestores de manera que el inóculo utilizado fue el lodo activado remanente, estimado en 300 litros.

Los sustratos utilizados fueron las aguas residuales porcinas (ARP) que se obtuvieron de la granja intensiva de cerdos de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Autónoma de Yucatán, con aproximadamente 600 cerdos de ciclo completo y con un cárcamo de colección de las descargas diarias que son de alrededor de 30 m<sup>3</sup> de ARP, de la cual mediante una bomba sumergible se bombeo para llenar los biodigestores (**Figura 1**). Se determinaron los sólidos totales (mg/L) NMX-AA-034-SCFI-15<sup>1</sup> gravimétrico, sólidos totales volátiles NMX-AA-034-SCFI-15<sup>2</sup> gravimétrico.

Los cladodios de pitahaya se obtuvieron de una plantación cercana y se colectaron 1,5 toneladas del material para realizar el estudio. Los cladodios de pitahaya se trituraron en una picadora con una criba de 5 mm para poder introducirlos al biodigestor (**Figura 2**). Se determinaron la materia seca, cenizas, materia orgánica, nitrógeno Kjeldahl, fibra detergente neutra (FDN), lignina y carbono.

El desarrollo del estudio consistió en el llenado inicial de los biodigestores, que funcionaron con flujo de pistón, con ARP y la aplicación inicial de CPP según las cantidades descritas en la **Tabla 1**. Posteriormente, una vez a la semana se alimentaron los biodigestores tomando en consideración un TRH de 45 días, por tal razón las cantidades alimentadas semanalmente fueron de 7 días. Durante la primera semana se observó la producción de biogás.

Los valores estimados de ARP se aplicaron mediante el cálculo de llenado con la bomba sumergible del cárcamo de la granja de cerdos de un recipiente de 200 litros, que fue de 26 segundos. Con base en ello se aplicó el tiempo correspondiente para el volumen necesario de acuerdo al tratamiento. En el caso de CPP, se pesó con una báscula colgante la cantidad correspondiente para cada tratamiento. La cantidad de biogás producido por tratamiento se midió considerando el tiempo de funcionamiento de los respectivos quemadores y una flama de referencia, como se muestra en la **Figura 3**. La medición se realizó con base en la producción del biogás en cada tratamiento, durante el tiempo que duró el estudio. Se fijó una apertura de la llave del quemador (50 % de la apertura total de la llave), de manera que se utilizó la misma para la quema del biogás de todos los tratamientos.

## Tratamientos

El tratamiento 1 consistió en solo ARP con 2 repeticiones, el tratamiento 2 en ARP y 5 % de CPP y el tratamiento 3 consistió en ARP y 10 % de CPP; los tratamientos 2 y 3 tuvieron 3 repeticiones cada uno. Uno de los biodigestores del área se encontraba dañado, razón por la cual no se realizaron las 3 repeticiones en el tratamiento de solo ARP. El % de aplicación del cladodio de pitahaya usado como cosustancia se calculó teniendo en cuenta la materia seca de la ARP y la capacidad del biodigestor, que fue de 3,333 litros. Los biodigestores de cada tratamiento estaban conectados de manera independiente a un contenedor de biogás (**Figura 4**). La unidad experimental fue cada uno de los biodigestores a los que se les asignó al azar uno de los tratamientos, las variables evaluadas fueron tiempo de quemado de biogás, los sólidos totales y sólidos totales volátiles. La información obtenida se organizó en gráficas de estadística descriptiva de las medias y desviación estándar de los tratamientos.



Figura 1 | Recarga de biodigestores con ARP como sustrato base.



Figura 2 | Co-sustrato de planta de pitahaya triturado, aplicándose al biodigestor.

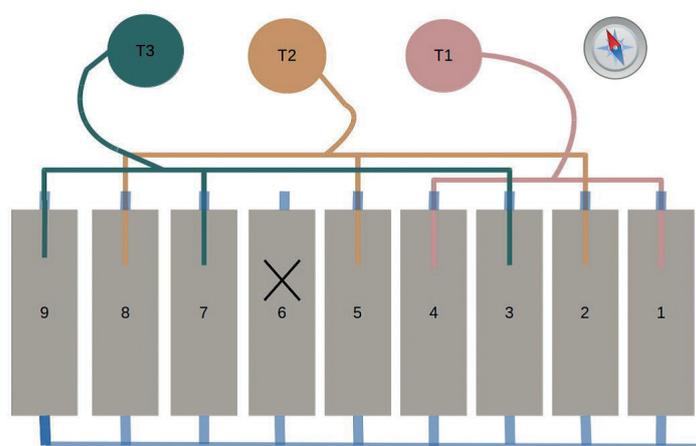


Figura 3 | Flama de referencia para el quemado de biogás.

**Tabla 1** | Valores estimados para la carga y recarga de los biodigestores en los diferentes tratamientos del experimento.

Tratamientos	Sustratos					
	Cladodios de pitahaya			Agua residual porcina		
	Aplicación inicial (kg)	Aplicación kg por día	Aplicación kg/7 días	Aplicación inicial (L*)	Aplicación L por día	Aplicación L por 7 días
T1 solo ARP	-	-	-	3,333	74,06	518,47
T2 5 % CP**	166	3,7	25,9	3,167	70,35	492,64
T3 10 % CP	333	7,4	51,8	2999,7	66,70	466,62

\*L= litros \*\* El porcentaje de CP fue calculado sobre materia en base seca.

**Figura 4** | Distribución de tratamientos asignados a cada biodigestor.

## Resultados y discusión

Durante el estudio, la temperatura ambiente estuvo entre 16,2 °C y 37,6 °C con un valor promedio de 26 °C, datos de la estación climatológica más cerca al lugar de estudio (estación CHMR, Mérida). Las temperaturas (°C) de los efluentes de los biodigestores fueron: 27,7±1,7, 28,4±2,5 y 30,3±2,9 en los tratamientos 1, 2 y 3, respectivamente. La temperatura promedio de los efluentes estuvo 3 °C por encima del promedio de temperatura ambiente, presentando una tendencia a incrementarse la temperatura en los tratamientos con pitahaya. Posiblemente, la sombra de árboles aledaños al área, en uno de los biodigestores del tratamiento sin CPP fue la causa de una temperatura inferior en ese tratamiento.

En cuanto al pH, los valores obtenidos fueron: en el influente, 7,38±0,23, 6,43±0,90 y 6,53±0,45 en los tratamientos 1, 2 y 3, respectivamente; en el caso de los efluentes, el pH fue de 7,31±0,10, 7,16 ±0,12 y 7,20±0,10 en los tratamientos 1, 2 y 3, respectivamente. Se puede observar una ligera tendencia a acidificarse el pH del material que ingresaba al biodigestor, en los tratamientos con la cosustancia pitahaya. Sin embargo, el pH de los efluentes fue muy similar y no

presentó modificación por la ligera tendencia de disminuir el pH del influente.

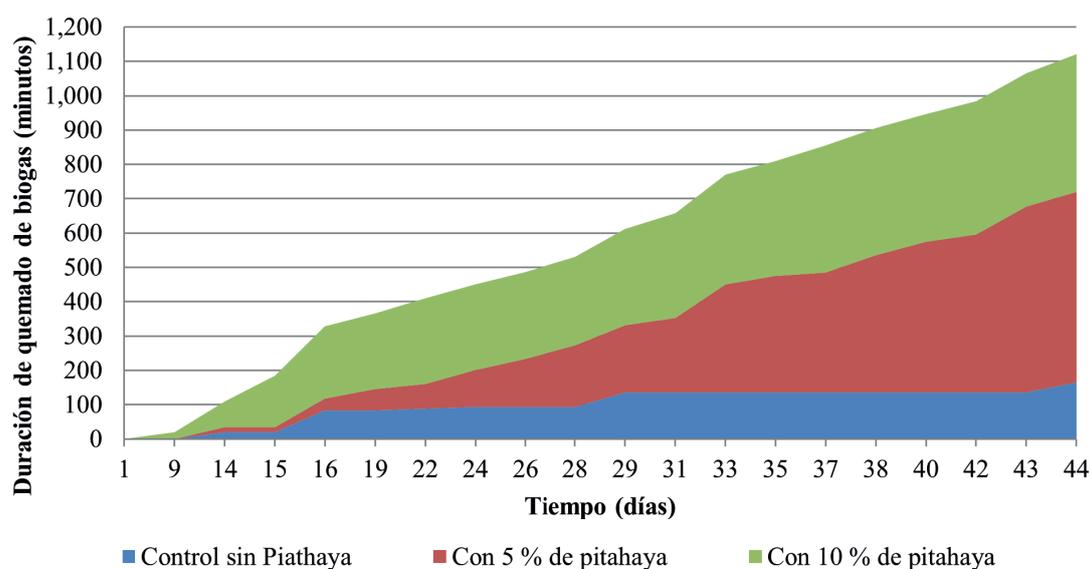
Los cladodios de pitahaya tuvieron 12,7 % de materia seca y 12,1 % de cenizas en base seca. El contenido de materia orgánica fue de 87,9 %. El contenido de fibra detergente neutra (FDN) fue de 50,6 %, de lignina de 9,4 % y de Carbono (C) de 40,1 %. La proteína cruda fue de 7 %, lo que equivale a 1,1 % de nitrógeno en los cladodios de la pitahaya. Con las cantidades de carbono y nitrógeno mencionadas se tiene una relación C/N de 36/1.

La materia seca o sólidos totales de las ARP (utilizadas como influentes), fue de 0,52 %. Al hacer la mezcla de las ARPs como sustrato base y los cladodios de pitahaya como cosustancia con 12,7 % de MS en las proporciones correspondientes a cada tratamiento (5 y 10 % para el tratamiento 2 y 3), y las utilizadas para alimentar el biodigestor en las cantidades descritas en la metodología y señaladas en la **Tabla 1**, dieron como resultado las concentraciones de 0,52, 0,86 y 1,47 % de MS para los tratamientos 1, 2 y 3 respectivamente. Lo que equivale a 17,332; 37,550 y 57,891 kg de MS aplicada en la carga inicial en cada tratamiento 1, 2 y 3, respectivamente. De manera que la carga orgánica inicial aplicada a cada biodigestor fue

de 6,965; 25,149 y 43,443 kg de MO. El incremento de la MS en 2,2 y 3.3 veces significó un incremento en 3,6 y 6,2 veces la MO del material alimentado a los biodigestores de los tratamientos 2 y 3, respectivamente.

En cuanto a la producción de biogás, la suma de la duración del estudio del biogás quemado por biodigestor fue de 83

minutos para el tratamiento 1, de 240 min para el tratamiento 2, y de 374 min para el tratamiento 3. El total de biogás quemado correspondiente a cada tratamiento acumulado en los contenedores de cada tratamiento se muestra en la **Figura 5** y fue entre 3 y 4,5 veces mayor en los tratamientos con la cosustancia cladodios de pitahaya con 5 y 10 %, respectivamente.



**Figura 5** | Tiempo de quema de biogás acumulado a lo largo del estudio.

Según IRRI México (2015) los 83, 240 y 374 minutos de biogás quemado por biodigestor correspondientes a los tratamientos 1, 2 y 3, respectivamente, equivalen a 0,8, 2,4 y 3,7 m<sup>3</sup> de biogás producido, respectivamente. Se puede observar un incremento del tiempo de llama en los tratamientos con mayor MO, lo que coincide con Esposito *et al.* (2012). Otra característica que limita en particular, la monodigestión de las ARPs, es la baja relación C/N. Las ARPs utilizadas fueron provenientes de los cárcamos del área de producción porcina del CCBA. Estas aguas tienen en promedio 92,15 mg/g de C y 11,31 mg/g de N, que resulta en una relación C/N de 8,1/1 (Morales *et al.*, 2012). Teniendo en cuenta las cantidades citadas por Morales *et al.* (2012) para las ARPs y los valores determinados para los cladodios de pitahaya en el presente estudio, con la carga de materiales ARPs y cladodios de pitahaya descritas en la **Tabla 1**, la mezcla de la cosustancia incrementó la relación C/N de 8 a 24 y 29 en los tratamientos control, T2 y T3, respectivamente. Esto permitió alcanzar valores óptimos para metanogénesis de relación C/N entre 20 y 30 sugeridos por Friehe *et al.* (2013). La mejor relación C/N en los tratamientos con cladodios de pitahaya y la mayor materia orgánica incorporadas a los biodigestores, explica la mejora en la producción de biogás en los tratamientos con cladodios de pitahaya. Estos resultados coinciden con

lo encontrado por Trejo *et al.* (2017) al utilizar otra fuente de carbono como cosustancia. Sin embargo, queda por estudiar la energía gastada para la trituración del cosustrato, de manera que se considere este costo energético como parte del proceso de aprovechamiento de dichas cosustancias.

## Conclusiones

La adición de cladodios picados de *Hylocereus undatus* como cosustancia a las aguas residuales porcinas como sustrato básico incrementó la producción de biogás. La mejor relación C/N en los tratamientos con cladodios de pitahaya y la mayor biomasa incorporadas a los biodigestores, explica la mejora en la producción de biogás en los tratamientos con cladodios de pitahaya.

## Agradecimientos

Los autores quieren agradecer la amplia colaboración de Brisa Guadalupe Gómez Ochoa y Luis Guillermo Montes Cortez, estudiantes de la asignatura de Manejo de residuos agrícolas de la Licenciatura en Agroecología del CCBA-UADY.

## Referencias

- Esposito G., Frunzo L., Giordano A., Liotta F., Panico A., y Pirozzi F. (2012) Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 1-18.
- Friche J., Schattauer A., Weiland P. (2013). Grundlagen der anaeroben Fermentation. Pp 11-20. In: Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung. 6. überarbeitete Auflage. *Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. FNR (Hrsg.)*, Gülzow. 244p.
- IRRI Mexico (2015). Mexico low emissions development program (mled). USAID. pp. 65.
- Morales Maldonado E. M., Trejo Lizama W., Santos Ricalde R. H., y Bacab Pérez H. (2012). Caracterización química de excretas de cerdo secas y maduras provenientes de tres niveles de energía. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15: 567-573.
- Trejo Lizama, W., Zavala Escalante, L., Castillo Caamal, J. B., Santos Flores J., y Erales-Villamil, J.A. (2017). Tratamiento de agua residual porcina mezclada con hojarasca de *Terminalia catappa* para la producción de biogás. Reunión científica de la Asociación Mexicana para la Producción Animal y la Seguridad Alimentaria, Universidad Autónoma de Chiapas, México, pp. 89-91.

# Producción de biogás de híbridos de sorgo forrajeros fotosensitivos y sileros que difieren en la presencia de mutaciones *bmr*

Artículo largo



Elisa Erbetta<sup>1,2\*</sup>; Nadia Gabbanelli<sup>1,3</sup>; Laura Echarte<sup>1,2</sup>; Carla Alfonso<sup>1,2</sup>; María Mercedes Echarte<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y Desarrollo Sostenible, Argentina

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias Agrarias, <sup>3</sup>Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina

\*erbetta.elisa@inta.gob.ar

## Resumen

Se estudió la aptitud de híbridos de sorgo forrajeros fotosensitivos (FF) y sileros (FS) con y sin mutaciones *bmr* para la producción de biogás. Se caracterizó la composición de la biomasa y se determinaron los parámetros cinéticos y el potencial de producción de biogás, el contenido de metano y el rendimiento de biogás. Híbridos FS presentaron mayor producción específica de biogás independientemente de la presencia de mutaciones *bmr*. Las mutaciones *bmr* aumentaron la tasa máxima de producción de biogás en ambos tipos de sorgo, aunque el efecto fue mayor en híbridos FF. El contenido de metano del biogás fue en promedio 52,6 %. Se observó una reducción en el rendimiento de biogás en híbridos FF *bmr* debido a un menor rendimiento de biomasa. La utilización de híbridos FS *bmr* permitiría maximizar el rendimiento específico, la tasa máxima de producción y el rendimiento por unidad de superficie de biogás.

### Palabras clave:

Potencial de producción de biogás; Rendimiento en biogás; Composición de la biomasa.

## Biogas production of photosensitive hybrids of forage sorghum and sileros that differentiate in the presence of *bmr* mutations

### Abstract

The potential of different forage sorghum hybrids (photosensitive –FF- or silage –FS-) with and without *bmr* mutations were assessed for biogas production. Biomass composition, kinetic parameters and biochemical potential of biogas production, methane content of biogas and biogas yield were determined. Silage hybrids presented higher specific biogas production regardless of the presence of *bmr* mutations. *Bmr* mutations increased the maximum biogas production in both silage and photosensitive sorghum hybrids but such effect was higher in photosensitive ones. Methane content of biogas was on average 52,6 %. A reduction in biogas yield was observed only in *bmr* photosensitive hybrids due to a decrease in biomass yield. The use of silage *bmr* sorghum biomass could allow for increased specific biogas production, maximum biogas production rate and the biogas yield simultaneously.

### Keywords:

Biogas potential production; Biogas yield; Biomass composition.

**Forma de citar:** Erbetta, E., Gabbanelli, N., Echarte, L., Alfonso, C., y Echarte, M. M. (2021). Producción de biogás de híbridos de sorgo forrajeros fotosensitivos y sileros que difieren en la presencia de mutaciones *bmr*. RedBioLAC, 5, 77-81.

## Introducción

El sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) resulta en una alternativa interesante como sustrato vegetal para la producción de biogás ya que presenta alta adaptabilidad a suelos marginales, alto potencial de rendimiento, tolerancia a la sequía y alta eficiencia en el uso de nitrógeno (Theuretzbacher *et al.*, 2013; Mitchel *et al.*, 2016). El sorgo puede clasificarse de acuerdo con su uso en sorgo granífero, que incluye aquellos genotipos cultivados para la producción de grano, y en sorgo forrajero, utilizado para pastoreo directo, henificación, o la confección de silaje (Cangiano & Brizuela, 2011; Bean *et al.*, 2013). El sorgo forrajero ha sido mejorado genéticamente con el fin de aumentar el rendimiento (incorporación de sensibilidad al fotoperíodo) y/o la calidad de la biomasa (mutaciones brown midrib; *bmr*), entre otras (Cangiano & Brizuela, 2011). La sensibilidad al fotoperíodo ha permitido prolongar el periodo de crecimiento, generando plantas de gran tamaño con poca o nula producción de granos. La incorporación de la mutación *bmr* ha reducido el contenido y/o alterado la composición de lignina (Sattler *et al.*, 2010). Esta última modificación impactó positivamente en la conversión de la biomasa en azúcares simples, y por ello, el efecto de las mutaciones *bmr* para la producción de etanol ha sido previamente caracterizada (Saballos *et al.*, 2008; Dien *et al.*, 2009; da Silva *et al.*, 2020). En contraste, no existe información exhaustiva acerca de la utilización de híbridos de sorgo *bmr* para la producción de biogás. Por otra parte, se desconoce si los efectos de la mutación *bmr* sobre

caracteres que afectan la producción de biogás depende de la capacidad de las plantas de sorgo de producir granos. El objetivo de este trabajo es determinar los efectos de mutaciones *bmr* sobre: 1- la calidad de la biomasa para la producción de biogás; 2- la cinética de producción de biogás y; 3- el rendimiento potencial de biogás de híbridos de sorgo forrajeros fotosensitivos (FF) y sileros (FS).

## Metodología

Se realizó un ensayo en la UIB (EEA INTA Balcarce-FCA, UNMdP) durante la campaña de cultivo 2018/2019. Los tratamientos incluyeron híbridos de sorgo FF y FS que difieren en la presencia/ausencia de mutaciones *bmr* (Tabla 1). El diseño fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los híbridos fueron cosechados en el estadio de grano pastoso-duro en los híbridos FS o en el momento en que la biomasa presentó entre un 30-35 % de materia seca (MS) en híbridos FF. Las muestras de biomasa se secaron a 60 °C hasta peso constante y luego se molieron y tamizaron con una malla de 2 mm. Se determinó el contenido de sólidos totales y sólidos volátiles (SV) mediante la metodología propuesta por NREL (2008). Se precisó el contenido de fibra detergente ácido (FDA), fibra detergente neutro (FDN) y lignina detergente ácido (LDA) mediante el sistema Ankom (Ankom Technology, Fairport, NY, USA). Se calculó el contenido de celulosa como la diferencia entre FDA y LDA y el contenido de hemicelulosa como la diferencia entre FDN y FDA (Dumas, 1831).

**Tabla 1** | Características de los híbridos utilizados en el ensayo.

Híbrido	Empresa	Tipo	BMR
Green Feed	San Pedro Semillas	Forrajero fotosensitivo	NO
ADV 2010	Advanta Semillas SAIC	Forrajero fotosensitivo	NO
Green Supremo Max	San Pedro Semillas	Forrajero silero	NO
Sugargraze AR	Advanta Semillas SAIC	Forrajero silero	NO
TFI 1416 BMR	Tobin	Forrajero fotosensitivo	SÍ
Nutrigen	Genesis Seeds	Forrajero silero	SÍ
Nusil 500 BMR	Nuseed	Forrajero silero	SÍ
Nusil 600 BMR	Nuseed	Forrajero silero	SÍ

Se determinó el potencial de producción de biogás (PB) de cada unidad experimental mediante el protocolo VDI 4630 (VDI, 2006). Se utilizó un inóculo compuesto por partes iguales (en SV) de purín de cerdo, guano de gallina y efluente de una planta de procesamiento de papa, aclimatado y estabilizado de acuerdo con la metodología propuesta por Steinmetz *et al.* (2016). El volumen de biogás se cuantificó mediante método manométrico. La producción de biogás se ajustó al modelo cinético de Gompertz modificado (Gadhamshetty *et al.*, 2010) mediante el programa Sigmaplot v.11, y se obtuvieron los parámetros cinéticos Ps (producción potencial de biogás al final del tiempo de incubación), Rm (tasa máxima de producción de biogás) y  $\lambda$  (fase lag). Se calculó el rendimiento potencial de biogás

(RPB;  $m^3 ha^{-1}$ ) como el producto entre Ps y el rendimiento de SV ( $Mg ha^{-1}$ ). La información obtenida fue analizada mediante un ANOVA considerando como factores el tipo de híbrido (FF o FS), la presencia o ausencia de mutaciones *bmr* y la interacción entre ambos factores. La comparación de medias de los híbridos se realizó mediante un test de Tukey con un 5 % de confianza.

## Resultados y discusión

En la **Tabla 2** se presentan los porcentajes de los principales componentes de la biomasa. Los híbridos Green Feed y TFI 1416 BMR presentaron los mayores contenidos de cenizas.

En general, las hojas de las plantas herbáceas presentan mayor contenido de cenizas que los tallos (Elbersen *et al.*, 2017). Consistentemente, los híbridos Green Feed y TFI 1416 BMR mostraron mayor proporción de hojas en las plantas (30,0±2,6 y 25,5±3,1 %, respectivamente). Los contenidos de celulosa (CV=7,1 %) y hemicelulosa (CV=4,9 %) fueron similares, mientras que el contenido de lignina fue significativamente diferente entre híbridos (CV=21,3 %) y dependió de la presencia de mutaciones

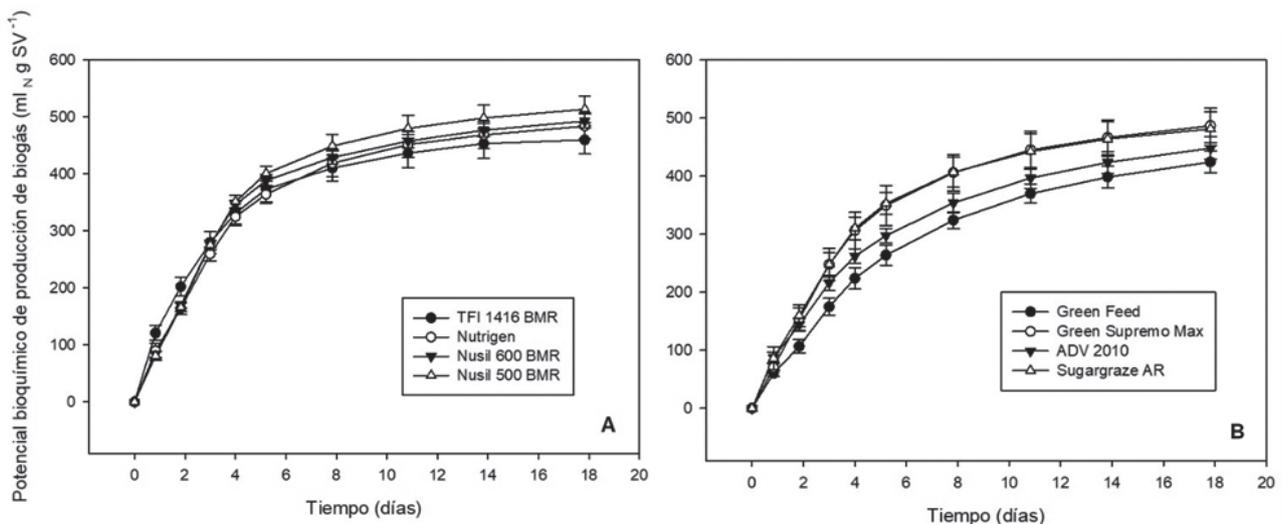
*bmr*. El porcentaje de lignina promedio de híbridos convencionales fue de 6,4±0,6 %, mientras que el de los híbridos *bmr* fue de 4,5±0,3 %, valores similares a los reportados por otros autores (Bean *et al.*, 2013; de Almeida *et al.*, 2019). El híbrido ADV 2010 se destacó por su alto contenido de celulosa e intermedio de lignina, mientras que Nutrigen presentó el contenido más alto de lignina entre los híbridos *bmr*.

**Tabla 2 |** Composición de la biomasa de híbridos de sorgo. Para la variable cenizas, los datos corresponden a la media ± error estándar, n=3. Para las variables celulosa, hemicelulosa y lignina, el valor consignado corresponde a una única réplica.

Híbrido	Cenizas (%)	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)
Green Feed	9,6	22,4	22,2	8,1
ADV 2010	6,5	27,2	23,7	6,2
Green Supremo Max	8,2	18,8	20,6	6,0
Sugargraze AR	7,2	24,6	23,4	5,2
TFI 1416 BMR	10,2	26,4	23,6	4,2
Nutrigen	7,7	24,4	24,0	5,3
Nusil 500 BMR	7,7	21,8	24,7	4,0
Nusil 600 BMR	8,5	21,8	22,4	4,5

En la **Figura 1** se presentan las curvas de producción de biogás de los híbridos evaluados. El PB varió entre 424,4 y 513,5 ml<sub>N</sub> g SV<sup>-1</sup>. Híbridos *bmr* mostraron cinéticas de producción similares. Plantas de sorgo FF presentaron menores valores de PB que híbridos FS. Simultáneamente, las formas de las curvas dan indicios de diferencias en la

tasa de producción de biogás. Por ejemplo, híbridos *bmr* presentaron curvas de tipo “normal”, caracterizadas por un incremento abrupto de la cantidad de biogás acumulado. En contraste, los híbridos Green Feed y ADV 2010 presentaron una forma de curva de tipo “degradación retardada”, típica de sustratos que se degradan con dificultad (VDI, 2006).



**Figura 1 |** Curvas de producción de biogás de híbridos de sorgo *bmr* (A) y convencionales (B).

En ningún caso se detectó una fase lag significativa, a diferencia de lo que ocurre con otros sustratos como residuos de trigo (12,69 días; Rajput & Visvanathan, 2018) o residuos de maíz (8,1 días; Wang *et al.*, 2016). Los valores promedio de Ps de los sorgos evaluados (**Tabla 3**) fue similar a los reportados en maíz (Grieder *et al.*, 2012), pero notablemente superiores a otros cultivos energéticos como *Miscanthus* (Xue *et al.*, 2020). El valor de Ps fue mayor en híbridos FS que en FF ( $p < 0,0001$ ). Un mayor contenido de grano en híbridos FS, y por ende mayor aporte de almidón, podría explicar una superior producción específica de biogás, de acuerdo a lo observado por Windpassinger *et al.* (2015). Para un mismo tipo de híbrido, la Ps fue levemente

superior en presencia de mutaciones *bmr* ( $p = 0,0219$ ), sugiriendo efectos aditivos entre el tipo de híbrido (FS o FF) y la presencia de mutaciones *bmr*.

El valor de Rm varió entre 96,1 y 52,1  $\text{m}^3 \text{MgSV}^{-1} \text{día}^{-1}$  y fue mayor en híbridos FS *bmr* (Nusil 600 BMR, Nusil 500 BMR y Nutrigen), intermedia para FS convencionales y FF *bmr* (Green Supremo Max, Sugargraze AR y TFI 1416 BMR), y menor para híbridos FF convencionales (ADV 2010 y Green Feed), evidenciando una interacción “tipo de híbrido x mutación *bmr*” significativa ( $p = 0,0338$ ). Estos valores de Rm fueron en promedio superiores a los reportados en otros cultivos (Grieder *et al.*, 2012; Xue *et al.*, 2020).

**Tabla 3** | Parámetros cinéticos de la ecuación de Gompertz modificada, porcentaje de metano del biogás y rendimiento potencial de biogás (RPB) de híbridos de sorgo FF y FS que difieren en la presencia de mutaciones *bmr*. Híbridos con una letra común no son significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ).

Híbrido	Ps ( $\text{m}^3 \text{Mg}_{\text{SV}}^{-1}$ )	Rm ( $\text{m}^3 \text{MgSV}^{-1} \text{día}^{-1}$ )	Metano (%)	RPB ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ )
Green Feed	406,5 c	52,1 c	53,1 a	11 552,7 ab
ADV 2010	425,6 bc	59,2 c	53,6 a	14 849,2 a
Green Supremo Max	463,3 ab	79,6 b	52,9 a	10 049,0 ab
Sugargraze AR	459,9 ab	78,1 b	52,1 a	6314,4 b
TFI 1416 BMR	439,7 bc	80,8 b	52,7 a	8758,8 ab
Nutrigen	464,1 ab	83,8 ab	52,6 a	8284,2 ab
Nusil 600 BMR	469,3 ab	95,3 a	52,9 a	9409,5 ab
Nusil 500 BMR	492,6 a	96,1 a	51,2 a	9393,9 ab

El porcentaje de metano del biogás fue de 52,6 % en promedio y no varió entre híbridos. Las diferencias en los valores de RPB entre híbridos estuvieron mayormente explicadas por las diferencias en el rendimiento de biomasa. Por ejemplo, los híbridos Green Feed y ADV 2010 fueron los que presentaron mayores valores de RPB, pese a tener el menor valor de Ps. De igual manera, la presencia de la mutación *bmr* redujo el RPB únicamente en híbridos FF, explicado principalmente por un efecto negativo sobre el rendimiento de biomasa atribuible a la presencia de estas mutaciones.

## Conclusiones

La producción potencial de biogás fue mayor en híbridos FS, híbridos con mayor contenido de granos. Las mutaciones *bmr* aumentaron la tasa máxima de producción de biogás tanto en híbridos FS como en FF, aunque tal efecto fue de mayor magnitud en estos últimos. En híbridos FF la disminución del rendimiento de biomasa producida por la mutación *bmr* resultó en un menor rendimiento potencial de biogás. Teniendo en cuenta todos parámetros analizados, la utilización de híbridos FS *bmr* (Nusil 500 BMR y Nusil 600 BMR) permitiría obtener simultáneamente la mayor cantidad de biogás por superficie y por unidad de SV, a la mayor tasa de producción.

## Agradecimientos

Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, PD I149), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), y Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata por la financiación. Se agradece empresas consignadas en la **Tabla 1** por el aporte de semilla. Este trabajo de investigación forma parte de la tesis desarrollada en la carrera de Doctorado de Ciencias Agrarias de la estudiante Elisa Erbetta en la Universidad Nacional de Mar del Plata.

## Referencias

- Bean, B. W., Baumhardt, R. L., McCollum III, F. T., & McCuiston, K. C. (2013). Comparison of sorghum classes for grain and forage yield and forage nutritive value. *Field Crops Research*, 142, 20-26. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.11.014>
- Cangiano, C. A., y Brizuela, M. A. (2011). Especies forrajeras cultivadas en Argentina. En: Cangiano, C. A., y Brizuela, M. A. (Eds). *Producción Animal en Pastoreo*, (pp. 31-55). Ediciones INTA.
- da Silva, M. J., Borges Damasceno, C. M. B., Texeira Guimarães, C., de Oliveira Pinto, M., de Almeida

- Barros, B., de Souza Carneiro, J. E., Schaffert, R. E., & da Costa Parrella, R. A. (2020). Introgression of the bmr6 allele in biomass sorghum lines for bioenergy production. *Euphytica*, 216, 1-12.
- Gomes Fonseca de Almeida, L., da Costa Parraella, R. A., Ferreira Simeone M. L., Oliveira Ribeiro, P. C., Pereira Barbosa, G. M., Brito, P. L., Vieira da Costa, A. S., & Soares dos Santos, A. (2019). Characterization of cell wall polysaccharides and cellulosic ethanol potential in genotypes of sorghum biomass. *International Journal of Development Research*, 9(4), 26810-26820.
- Dien, B. S., Sarath, G., Pedersen, J. F., Sattler, S. E., Chen, H., Funnell-Harris, D. L., Nichols, N., & Cotta, M. A. (2009). Improved sugar conversion and ethanol yield for forage sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) lines with reduced lignin contents. *BioEnergy Research*, 2(3), 153-164.
- Dumas, J. B. A. (1831). *Procedes de l'analyse organique*. *Annals of Chemistry and of Physics*, 47, 198-213.
- Elbersen, W., Lammens, T. M., Alakangas, E. A., Annevelink, B., Harmsen, P., & Elbersen, B. (2017). Lignocellulosic biomass quality: Matching characteristics with biomass conversion requirements. *Modeling and Optimization of Biomass Supply Chains*, 55-78. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812303-4.00003-3>
- Gadhamshetty V., Arudchelvam Y., Nirmalakhandan N., & Johnson D. C. (2010). Modeling dark fermentation for biohydrogen production: ADM1-based model vs Gompertz model. *International Journal Hydrogen Energy*, 35, 479-490. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.11.007>
- Grieder, C., Mittweg, G., Dhillon, B. S., Montes, J. M., Orsini, E., & Melchinger, A. E. (2012). Kinetics of methane fermentation yield in biogas reactors: Genetic variation and association with chemical composition in maize. *Biomass and Bioenergy*, 37, 132-141. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.12.020>
- Rajput, A. A., & Visvanathan, C. (2018). Effect of thermal pretreatment on chemical composition, physical structure and biogas production kinetics of wheat straw. *Journal of Environmental Management*, 221, 45-52. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.011>
- Saballos, A., Vermerris, W., Rivera, L., & Ejeta, G. (2008). Allelic association, chemical characterization and saccharification properties of brown midrib mutants of sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench). *BioEnergy Research*, 1(3), 193-204. <https://doi.org/10.1007/s12155-008-9025-7>
- Sattler, S. E., Funnell-Harris, D. L., & Pedersen, J. F. (2010). Brown midrib mutations and their importance to the utilization of maize, sorghum, and pearl millet lignocellulosic tissues. *Plant Science*, 178(3), 229-238. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.01.001>
- Sluiter, A., Hames B., Ruiz, R., Scarlata, C., Sluiter J., & Templeton D. (2008). Determination of ash in biomass. Technical Report NREL/TP-510-42622. National Renewable Energy Laboratory; 2008. <https://www.nrel.gov/docs/gen/fy08/42622.pdf>
- Radis Steinmetz, R. L., Mezzari, M. P., Busi da Silva, M. L., Kunz, A., Cestonaro do Amaral, A. C., Tápparo, D. C., & Moreira Soares, H. (2016). Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. *Bioresource Technology*, 219, 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.031>
- Theuretzbacher, F., Bauer, A., Lizasoain, J., Becker, M., Rosenau, T., Potthast, A., Friedl, A., Piringer, G., & Gronauera, A. (2013). Potential of different *Sorghum bicolor* (L. moench) varieties for combined ethanol and biogas production in the Pannonian climate of Austria. *Energy*, 55, 107-113. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.04.020>
- VDI 4630. (2006). Fermentation of organic materials, characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. (2006). *Energietechnik*. Berlin: Beuth Verlag GmbH, 44-59. <https://www.beuth.de/en/technical-rule/vdi-4630/86939477>
- Wang, F., Zhang, D., Wu, H., Yi, W., Fu, P., Li, Z., & Li, Y. (2016). Enhancing biogas production of corn stover by fast pyrolysis pretreatment. *Bioresource Technology*, 218, 731-736. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.025>
- Xu, N., Liu, S., Xin, F., Zhou, J., Jia, H., Xu, J., Jiang, M., & Dong, W. (2019). Biomethane production from lignocellulose: biomass recalcitrance and its impacts on anaerobic digestion. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 7, 191. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2019.00191>
- Xue, Y., Li, Q., Gu, Y., Yu, H., Zhang, Y., & Zhou, X. (2020). Improving biodegradability and biogas production of miscanthus using a combination of hydrothermal and alkaline pretreatment. *Industrial Crops and Products*, 144, 111985. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.111985>

# Codigestão de efluentes agropecuários em uma usina de biogás

Artículo largo



André Cestonaro do Amaral<sup>1,3\*</sup>; Deisi Cristina Tápparo<sup>2</sup>; Leidiane Ferronato Mariani<sup>3</sup>; Ricardo Luis Radis Steinmetz<sup>4</sup>; Airton Kunz<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Consultor em biogás, <sup>2</sup>Universidade Estadual do Oeste do Paraná, <sup>3</sup>Instituto 17/BEP, <sup>4</sup>Embrapa Suínos e Aves.

\*andrec.doamaral@gmail.com

## Resumo

Foi avaliada a Usina de Biogás Biokohler, a qual conta com um biodigestor CSTR de 900 m<sup>3</sup> e uma lagoa coberta de 2.500 m<sup>3</sup>. Foram utilizados dejetos de suínos, bovinos de leite e aves de postura como substrato, com recebimento diário. O biogás foi utilizado na geração de energia elétrica. Na Etapa I a usina recebeu 648 m<sup>3</sup> de dejetos suíno, 270 m<sup>3</sup> de bovino e 8 m<sup>3</sup> de aves de postura, produzindo 25.039 Nm<sup>3</sup>biogás.mês<sup>-1</sup> e 41.400 kWh.mês<sup>-1</sup>. Na Etapa II a usina recebeu 630 m<sup>3</sup> de dejetos suíno e 396 m<sup>3</sup> de bovino, com uma produção de 23.064 Nm<sup>3</sup>biogás.mês<sup>-1</sup>, resultando em 37.850 kWh.mês<sup>-1</sup>. Na Etapa III a usina recebeu 378 m<sup>3</sup> de dejetos suíno, 144 m<sup>3</sup> de bovino e 66 m<sup>3</sup> de aves de postura, produzindo 27.966 Nm<sup>3</sup>biogás.mês<sup>-1</sup> e 32.830 kWh.mês<sup>-1</sup>. A operação da usina apresentou desafios como a variabilidade e característica dos resíduos, mesmo assim, esse modelo é uma alternativa para gestão de efluentes agropecuários.

### Palavras-chave:

Codigestão; Dejetos suíno; Dejetos bovinos; Dejetos de aves de postura CSTR.

## Co-digestion of agricultural waste in a biogas plant

## Abstract

A Biokohler Biogas Plant, which has a 900 m<sup>3</sup> CSTR biodigester and a 2,500 m<sup>3</sup> covered lagoon biodigester, was evaluated. Swine, cattle dairy, and poultry manure were used as substrate. Biogas was used to electricity generation in a 120 kva CHP unit. In Step I, the plant received 648 m<sup>3</sup> of swine, 270 m<sup>3</sup> of cattle dairy and 8 m<sup>3</sup> of laying hen manure. The plant produced 25,039 Nm<sup>3</sup>biogas.month<sup>-1</sup>, generating 41,400 kWh.month<sup>-1</sup>. In Step II, the plant received 630 m<sup>3</sup> of swine and 396 m<sup>3</sup> of cattle dairy manure. The plant produced 23,064 Nm<sup>3</sup>biogas.month<sup>-1</sup> and 37,850 kWh.month<sup>-1</sup>. In Step III, the plant received 378 m<sup>3</sup> of swine, 144 m<sup>3</sup> of cattle and 66 m<sup>3</sup> of laying hen manure, producing 27,966 Nm<sup>3</sup><sub>biogas</sub>. month<sup>-1</sup> and 1,059 kWh.month<sup>-1</sup>. The operation of the plant presented some challenges such as the variability in the availability and characteristics of the residues, even so, this model is an alternative for the livestock residues management.

### Keywords:

Codigestion; Swine manure; Bovine manure; Laying hen manure.

**Forma de citar:** Cestonaro do Amaral, A., Tápparo, D. C., Ferronato Mariani, L., Radis Steinmetz, R. L., e Kunz, A. Codigestão de efluentes agropecuários em uma usina de biogás. RedBioLAC, 5, 82-86.

## Introdução

As questões ambientais das diferentes cadeias de produção agropecuária têm se tornado cada vez mais importantes e desafiadoras em função das transformações dos sistemas de produção pelo aumento de escala e concentração de animais. Com isso se faz necessário pensar em estratégias para sustentabilidade ambiental do sistema produtivo. Considerando as características dos efluentes, recomenda-se que esse material seja adequadamente gerenciado para evitar impactos ambientais (Viancelli *et al.*, 2012).

Dentre as alternativas disponíveis para tratamento dos efluentes, a digestão anaeróbia é uma tecnologia bastante competitiva, e vem apresentando boa aceitação pelos usuários devido ao custo de implementação, operação e manutenção, possibilitando a produção de biogás e biofertilizante (Kunz *et al.*, 2019). A digestão anaeróbia de dois ou mais substratos diferentes, recebe o nome de codigestão, esse processo se torna cada vez mais popular, visto que pode auxiliar na produção do biogás e estabilidade do processo (Zhang *et al.*, 2016).

O desenvolvimento de biodigestores tipo CSTR (do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*) combina inúmeras vantagens em relação aos processos convencionais (biodigestores lagoa coberta), principalmente no que diz respeito a suportar elevadas cargas orgânicas volumétricas (COV) consequência da disponibilidade de agitação e aquecimento. Possibilita assim, maior contato entre substrato e microrganismos e maior velocidade de produção de biogás por aplicação de condições mesofílicas (Kunz *et al.*, 2019).

O biogás produzido pode ser utilizado para geração de energia elétrica, em projetos conectados a rede de distribuição. Em Abril de 2012, a ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) publicou a Resolução Normativa nº 482/2012 que estabeleceu as condições gerais para o acesso de microgeração ( $\geq 75$  kW) e minigeração (entre  $< 75$  kW e 5 MW) distribuída aos sistemas de distribuição e compensação de energia elétrica no Brasil. Essa normativa foi atualizada na Resolução nº 687/2015. Com isso foi autorizada a compensação de energia gerada por meio de condomínios, consórcios e cooperativas, permitindo arranjos que geram retorno financeiro ao produtor (Freitas *et al.*, 2019).

Esse estudo de caso irá apresentar informações sobre a Usina de biogás Biokohler, que recebe efluentes agropecuários de diferentes propriedades para tratamento em biodigestor CSTR, gerando biogás e energia elétrica. Serão apresentados os indicadores técnicos e operacionais da planta, bem como os desafios que envolvem a codigestão anaeróbia.

## Descrição do caso

O estudo de caso foi desenvolvido na usina de biogás Biokohler (**Figura 1**), localizada em Toledo/PR, Brasil. Os substratos utilizados na usina de biogás foram dejetos de suínos, bovinos de leite e aves de postura. Os dejetos foram produzidos em propriedades vizinhas e transportados diariamente para a usina (raio de 10 km) com o auxílio de caminhão tanque. Os dejetos ficam em um tanque de recebimento e são bombeados para o biodigestor, de forma semi-contínua.

A usina conta com um tanque de recebimento, um biodigestor CSTR de 900 m<sup>3</sup>, seguido de um biodigestor lagoa coberta (BLC) com 2.500 m<sup>3</sup> (**Figura 1**). O biodigestor CSTR é operado continuamente, com sistema de agitação (10 minutos/hora – agitador Brasuma BG2 – 7,5 kW) e aquecimento (40 °C). Apresenta um formato circular, com fundo cônico. É revestido internamente com geomembrana PEBDL de 1,25 mm, com cúpula dupla de PVC. O biofertilizante é utilizado nas propriedades rurais vizinhas à usina, suplementando NPK (nitrogênio, fósforo e potássio) em lavouras de soja e milho, seguindo as recomendações agrônomicas.

O biogás produzido é micro aerado dentro do próprio biodigestor (dessulfurização biológica). Na sequência ocorre a retirada de umidade por criogenia a 4 °C, seguido de filtragem em carvão ativado. O biogás foi utilizado na geração de energia elétrica, com um motorgerador de 120 kVA, conectado à rede de distribuição.

A concentração de CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S no biogás foi medida em linha (medidor ME-LE Energietechnik GmbH). Durante o monitoramento da usina foram coletadas amostras semanais dos substratos e realizadas análises laboratoriais (Apha, 2012) de alcalinidade, nitrogênio amoniacal total (NAT), relação AI/AP (Alcalinidade Intermediária / Alcalinidade Parcial, calculada com base em Mézes *et al.*, 2011), pH e séries de sólidos (ST, SF e SV). Também foi feito acompanhamento diário do volume de alimentação de substratos, volume de biogás produzido, qualidade do biogás e geração de energia elétrica durante 3 meses. A amônia livre foi calculada de acordo com Anthoniesen *et al.*, 1978.

A caracterização média dos efluentes brutos é apresentada na **Tabela 1**, sendo dejetos de suínos em terminação, bovino de leite e aves de postura.

A usina de biogás Biokohler foi monitorada pelo período de 3 meses. Cada mês foi dividido em uma etapa do estudo, permitindo comparações e observações das diferentes respostas.



**Figura 1** | Usina Biokohler, composta de biodigestor CSTR e um BLC.

**Tabela 1** | Caracterização dos resíduos utilizados na usina durante o período de avaliação.

Parâmetros analisados	Dejeto Suíno	Dejeto Bovino	Dejeto Aves
Alcalinidade (gCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	9,00	4,80	30,60
NAT (g N-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	1,96	0,392	4,83
pH	6,89	6,76	7,3
ST (g.L <sup>-1</sup> )	31,37	38,99	142,61
SF (g.L <sup>-1</sup> )	9,35	8,67	49,59
SV (g.L <sup>-1</sup> )	22,05	30,33	93,02

## Resultados e lições aprendidas

Na etapa I a usina recebeu 648 m<sup>3</sup> de dejeto suíno, 270 m<sup>3</sup> de dejeto bovino e 8 m<sup>3</sup> de dejetos de aves de postura. A concentração média dos substratos para sólidos totais (ST) e NAT foram de 34,6 kgST.m<sup>-3</sup> e 2.227 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Foi estimada a concentração de amônia livre de 250 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> a pH 7,81. Durante o período avaliado, o CSTR operou com um tempo de retenção hidráulico (TRH) médio de 30,1 dias e carga orgânica volumétrica de 0,83 kgSV.m<sup>-3</sup>reator.d<sup>-1</sup>. A usina alcançou a produção de 25.039 Nm<sup>3</sup>.mês<sup>-1</sup> de biogás, resultando na geração de 1.335 kWh.mês<sup>-1</sup> de energia elétrica, ou seja, 1,65 kWh.m<sup>-3</sup>biogás. O biogás apresentou em média 51,6 % (± 0,7) de metano e 16,9 ppm (± 15,2) de H<sub>2</sub>S. A eficiência de remoção média de sólidos voláteis (SV) foi de 69 %, indicando estabilidade no processo. Outro fator observado foi a eficiência do sistema de agitação, através do acompanhamento das concentrações de sólidos fixos (SF). Observou-se concentração similares de SF entre entrada (9,50 ± 0,21 gSF.L<sup>-1</sup>) e saída (9,02 ± 0,33 gSF.L<sup>-1</sup>), indicando um bom funcionamento do sistema de agitação. Na etapa II a usina recebeu 630 m<sup>3</sup> de dejeto suíno e 396 m<sup>3</sup> de dejeto bovino. A concentração média dos substratos para ST e de NAT no CSTR foram de 34,31 kg.m<sup>-3</sup> e de 2.705 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Foi estimada a

concentração de amônia livre, sendo 330 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, a pH de 7,85. O TRH foi de 26,3 dias, com COV de 0,96 kgSV.m<sup>-3</sup>reator.d<sup>-1</sup>. A usina produziu 23.064 Nm<sup>3</sup>.mês<sup>-1</sup> de biogás, resultando na geração de 1.220 kWh.mês<sup>-1</sup> de energia elétrica, ou seja, 1,64 kWh.m<sup>-3</sup>biogás. O biogás apresentou em média 53 % (± 1,8) de metano e 16,9 ppm (± 14,9) de H<sub>2</sub>S. A usina operou com eficiência de remoção média de 76 % de SV. Observou-se concentração próxima de SF na entrada (9,09 ± 0,11 gSF.L<sup>-1</sup>) e saída (9,30 ± 0,13 gSF.L<sup>-1</sup>), indicando um bom funcionamento do sistema.

Apesar do aumento da COV, em relação a Etapa I, observou-se na Etapa II a diminuição da produção de biogás e de energia elétrica. Esse fator pode estar relacionado com alguns fatores, como diminuição do TRH (de 30,1 para 26,3 dias) e aumento da concentração de amônia livre (de 250 para 330 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>). Concentrações de amônia livre acima de 100 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> podem causar alguma inibição e consequente diminuição na produção de biogás (Kunz *et al.*, 2019).

Na etapa III a usina recebeu 378 m<sup>3</sup> de dejeto suíno, 144 m<sup>3</sup> de dejeto bovino e 66 m<sup>3</sup> de dejeto de aves de postura. A concentração média dos substratos para ST e NAT no CSTR foram de 45,72 kg.m<sup>-3</sup> e 3.201 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Foi estimada a concentração de amônia

livre de 356 mgN-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, em pH de 7,91. O TRH foi de 47,4 dias, com COV de 0,68 kgSV.m<sup>-3</sup>reator.d<sup>-1</sup>. Como resposta, a usina produziu 27.966 Nm<sup>3</sup>.mês<sup>-1</sup> de biogás, resultando na geração de 1.059 kWh.mês<sup>-1</sup> de energia elétrica, ou seja, 1,17 kWh.m<sup>-3</sup>biogás. O biogás apresentou em média 51 % (± 0,8) de metano e 17,9 ppm (± 13,6) de H<sub>2</sub>S. A eficiência de remoção de SV caiu para 41 %, podendo indicar alguma inibição pelo aumento da concentração de amônia livre. Houve grande variação na concentração de SF na entrada (13,70 ± 0,52 gSF.L<sup>-1</sup>) e saída (8,16 ± 0,71 gSF.L<sup>-1</sup>), indicando tendência de acúmulo de SF no biodigestor. Evidencia-se a necessidade de mudança na estratégia de agitação, provavelmente devido ao aumento de inclusão de dejetos de aves, com elevada concentração de sólidos (**Tabela 1**).

Apesar da redução na COV e aumento do TRH, a produção de biogás foi maior do que nas etapas I e II. Em contrapartida, a produção de energia foi menor. Esse fato pode ser relacionado a problemas operacionais e a instabilidade da rede de distribuição de energia. A estabilidade de tensão é um assunto de grande importância para os sistemas de distribuição devido ao aumento significativo da demanda e da inserção de fontes de energia renováveis através da geração distribuída.

Na **Tabela 2** são apresentados os indicadores encontrados durante o monitoramento na usina de biogás. A relação AI/AP (< 0,3), pode indicar que a usina pode suportar uma carga orgânica volumétrica maior (Mézes *et al.*, 2011), porém é necessário cuidados com a concentração de amônia livre e possíveis efeitos inibitórios.

**Tabela 2** | Visão geral do monitoramento da usina Biokohler durante as 3 etapas do estudo.

Parâmetros analisados	Etapa		
	I	II	III
Vazão de alimentação (m <sup>3</sup> .mês <sup>-1</sup> )	926	1.026	588
ST (kg m <sup>-3</sup> )	34,6	34,3	45,7
COV (kgSV m <sup>-3</sup> reator d <sup>-1</sup> )	0,83	0,96	0,68
TRH (dias)	30,1	26,3	47,4
NAT (mgN-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	2.227	2.705	3.201
AL (mgN-NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	250	330	356
Eficiência de remoção de SV (%)	69	76	41
Relação AI/AP	0,04	0,05	0,06
Geração de biogás (m <sup>3</sup> .mês <sup>-1</sup> )	25.039	23.064	27.966
Geração de energia elétrica (kWh.mês <sup>-1</sup> )	41.400	37.850	32.830

## Conclusões e recomendações

A operação da usina com codigestão anaeróbia de três diferentes substratos apresentou alguns desafios como a variabilidade na disponibilidade e característica dos resíduos. A elevada concentração de nitrogênio amoniacal em relação a concentração de sólidos voláteis, pode indicar baixa relação C/N. Sendo assim, é necessário o uso de estratégias de controle para inibição bioquímica, principalmente por amônia livre, e ajustes operacionais, devido a elevada concentração de sólidos. A relação entre o volume de biogás produzido com a quantidade de energia gerada pode indicar instabilidade na rede de geração distribuída, sendo um desafio para projetos rurais com resíduos agropecuários.

Esse modelo de planta de biogás pode ser alternativa para gestão compartilhada de resíduos. Pode ser aplicado em regiões com elevada concentração de pequenas propriedades para a viabilização de projetos energéticos.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a empresa Biokohler pela disponibilidade e compartilhamento das informações presentes nesse estudo.

## Referências

- Anthonises, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., e Srinath, E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollytuin Control Federation*, 48(5), 835-852. <https://www.jstor.org/stable/25038971>
- APHA (2012). *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

- Freitas, F. F., Souza, S. S., Ferreira, L. R. A., Otto, R. B., Alessio, F.J., Souza, S. N. M., Venturini, O. J., & Ando Junior, O. H. (2019). The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 101, 146-157.
- Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., e Amaral, A. C. (2019). Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia:Sbera:Embrapa. Embrapa Suínos e Aves-Livro científico (ALICE).
- Lili, M., Biró, G., Sulyok, E., Petis, M., Borbély, J., & Tamás, J. (2011). Novel approach on the basis of FOS/TAC method. *Analele Universităţii din Oradea, Fascicula Protecţia Mediului*, 17, 713-718.
- Viancelli, A., Garcia, L. A. T., Schiochet, M., Kunz, A., Steinmetz, R., Ciacci-Zanella, J. R., ... & Barardi, C. R. M. (2012). Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. *Research in Veterinary Science*, 93(3), 1520-1524.
- Zhang, L., Zhang, K., Gao, W., Zhai, Z., Liang, J., Du, L., & Feng, X. (2016). Influence of Temperature and pH on Methanogenic Digestion in Two-phase Anaerobic Co-digestion of Pig Manure with Maize Straw. *Journal of Residuals Science & Technology*, 13(1), S27-S32.



## BUSCAMOS ALIADOS y distribuidores en Latinoamérica



Tenemos un paquete de **soluciones tecnológicas, comerciales y técnicas** para tus clientes.



**11 años**  
de experiencia

**+150mil**  
usuarios

**30**  
países

**+200**  
aliados

Contáctanos a:  
[partnership@sistema.bio](mailto:partnership@sistema.bio)

