



REVISTA

RedBioLAC

CUARTA EDICIÓN | 2020

ESTUDIOS DE CASO,
ARTÍCULOS ORIGINALES
Y CÁPSULAS EDUCATIVAS
EN TEMAS RELACIONADOS
A LA DIGESTIÓN
ANAERÓBICA EN
LATINOAMÉRICA Y EL
CARIBE

ÍNDICE

03 | Editorial

CÁPSULAS EDUCATIVAS

- 04 | Construção de digestores anaeróbicos demonstrativos com materiais de baixo custo
- 19 | El deshidratador biotérmico
- 50 | ¿Cuánto de nuestro alimento podría ser producido y abonado con nuestros residuos de carácter orgánico, y cuál es la relevancia de ello?
- 65 | Entendiendo la importancia de la alimentación en la digestión anaerobia
- 96 | Modelación de la digestión anaerobia. Una visión integrada

ESTUDIOS DE CASO

- 09 | Uso de Biodigestores para el tratamiento de residuos en cercanías del Aeropuerto Juan Santamaría de Costa Rica como instrumento para el control de aves carroñeras
- 14 | Efeitos da aplicação de digestato bovino nas características do solo Planossolo Háplico no município de Seropédica - RJ
- 23 | Desarrollo de planta piloto de digestión anaeróbica seca para el tratamiento de residuos sólidos urbanos
- 28 | La biodigestión anaeróbica como oportunidad para generar bioenergía descentralizada en Argentina
- 33 | Análisis del estado del arte de las políticas nacionales para el tratamiento de la FORSU mediante digestión anaerobia en Brasil y en México
- 39 | Biogás e agricultura familiar no nordeste brasileiro: a experiência da ONG CETRA apoiada pela cooperação internacional no semiárido cearense
- 44 | Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia do lodo da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da UFRN

ARTÍCULOS CORTOS

- 56 | Experiencia práctica para evaluar el rendimiento en la producción de biogás en biodigestores de pequeña y mediana escala
- 60 | Efectos del tratamiento alcalino de biomasa residual en la producción de biohidrógeno – Resultados preliminares

ARTÍCULOS LARGOS

- 70 | Digestión anaerobia acoplada a la producción de biomasa microalgal para el tratamiento integrado de residuos de alimentos
- 76 | Evaluación de la producción de metano en la digestión anaerobia de la especie invasora Retamo Espinoso y el residuo agrícola Rastrojo de Maíz mediante el uso de un biorreactor *Batch*
- 81 | Evaluación de la hidrólisis/acidogénesis para la degradación inicial de la FORSU
- 88 | Metodología para la producción de biogás sin riesgos de inhibición en laboratorio: codigestión de lactosuero y estiércol bovino
- 102 | Caracterización de componentes adsorbidos en carbón activo y sílica gel de filtros de biogás en fincas agropecuarias
- 107 | Estudio integral de un biodigestor desde el punto de vista microbiológico y uso del biol como bioabono en Los Llanos Orientales de Colombia
- 113 | Potencial bioquímico de metano de las cáscaras de cacao en codigestión con estiércol bovino
- 119 | Medições quantitativas e qualitativas do biogás produzido em reatores UASB tratando esgoto doméstico
- 125 | Evaluación de efluente de biodigestor como fertilizante orgánico en el cultivo de maíz
- 130 | Presentación de la Red. Grupos de Trabajo.

Consejo Directivo

Virginia Marchisio (Argentina)
Jair Orozco (Colombia)
Mariano Butti (Argentina)
Adrián Sandi (Costa Rica)
Ricardo Steinmetz (Brasil)
Guillermo Zinola (Uruguay)

Consejo Honorario

Alex Eaton (México)
Lucas Gallo (Argentina)
Jaime Martí (Ecuador)
Lylían Rodríguez (Colombia)
Joaquín Viquez (Costa Rica)

Equipo Coordinador

Coordinador Encuentro RedBioLAC 2020

Fernando Acosta (Perú)
fernando@redbiolac.org

Coordinación General

Mariela Pino (Chile)
mariela@redbiolac.org

Coordinación Contenido Técnico

Yudtanduly Acuña M (Colombia)
yudta@redbiolac.org

Coordinación Interinstitucional

Gloria Pedraza (Colombia)
gloria@redbiolac.org

Coordinación Comunicaciones

Leidiane Mariani (Brasil)
leidiane@redbiolac.org

www.redbiolac.org

Editores cuarta edición

Liliana Castro, Nicolás Martín, Gloria Pedraza, Mariela Pino y Yudtanduly Acuña.

Registro

Referencia: Revista RedBioLAC, Cuarta Edición, 2019. 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 evaluación de efluente de biodigestor como fertilizante orgánico en el cultivo de maíz, publicado en esta edición.

Revisión y edición

Martha Cecilia Matiz Castro
Emma Johanna García Merchán
edicionrevisión@gmail.com

Diseño gráfico

Jeneth Samira Sánchez Rodríguez
jenethsamira@hotmail.com

Puede hacer uso de esta revista 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



Editorial comité editor

En esta cuarta edición de la revista de la red, nos complace presentar trabajos con gran variedad, que sirven de base a la comunidad en América Latina y El Caribe que trabaja en Digestión Anaerobia DA. Es importante destacar el interés que ha generado el dar a conocer sus trabajos en la edición anual de la revista, siendo este 2020 un año particular a nivel mundial, en un contexto de pandemia queremos destacar dicho interés, así como, la calidad de tantos trabajos presentados. Iniciamos este proceso con muchas dudas por la situación actual, pero la comunidad en general nos respondió y ratificó que la revista de la Red es un instrumento de comunicación poderoso por medio del cual tienen una voz para transmitir sus experiencias.

Este año probamos incluyendo herramientas de apoyo al proceso de selección, agradecemos a los evaluadores que velaron por la calidad de los trabajos a seleccionar, se mantuvo el envío de trabajos y recibimos un total de 87, de los cuales luego de un arduo proceso de evaluación son publicados 19, esto demuestra que nuestro alcance crece y que cada vez somos más detrás de un interés común.

Este año les presentamos estudios de caso, artículos y cápsulas, en siete áreas temáticas que van desde la aplicación del digestato, biol o efluente; en cultivos de maíz en México, suelos arcillosos en Brasil, y la determinación de características fisicoquímicas y microbiológicas en Argentina y Colombia, también se destacan las áreas de políticas públicas; uso, tratamiento y aprovechamiento del biogás y Financiamiento y/o programas de incentivo para la biodigestión, ratificando esto, una vez más la versatilidad de los biodigestores y el impacto positivo que ofrecen.

A partir de todas estas experiencias y las cápsulas educativas comprobamos la relevancia de la tecnología y las buenas prácticas asociadas a su implementación, en variadas escalas, para diversos residuos y climas; y cómo el ingenio y el desarrollo local de soluciones podrán brindar soluciones y alternativas a más personas. Resulta

fundamental el buscar entonces incorporar estos conocimientos entre estudiantes de zonas rurales, y en profesiones en las que no es tan evidente a primera vista el vínculo a la DA.

La DA de residuos se nos abre hoy no sólo como una posibilidad, sino, más bien como un deber: hacernos cargo de nuestra generación y adecuada disposición de residuos orgánicos; maximizando el reciclaje de nutrientes y materia orgánica y la generación de energía con el objetivo de mitigar el efecto de las prácticas de producción y consumo convencionales.

Todos podemos sumarnos a esta misión, los invitamos a leer y digerir conscientemente los artículos, estudios de caso y cápsulas educativas; pero también los invitamos a sumarse a colaborar en red, para alcanzar mejores resultados y aprovechar de compartir información para su difusión y su utilización; y por supuesto a exigir y demandar productos genuinamente amigables con las personas y el medio ambiente.

La particularidad de este año, que nos confinó y nos invita a entendernos un poco más desde la convivencia diaria, desde el cuidado individual, pero siendo conscientes de un riesgo latente, nos hace reflexionar una vez más, no solo en pro del cuidado ambiental que es muy evidente, ¡tal vez desde la existencia de la humanidad y del como realmente tener un mejor mañana!

Editores



Yudtanduly Acuña - Colombia



Nicolás Martín - Argentina



Liliana Castro - Colombia



Gloria Pedraza - Colombia



Mariela Pino - Chile

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

Construção de digestores anaeróbicos demonstrativos com materiais de baixo custo

Cápsula educativa



Adriano Henrique Ferrarez

Instituto Federal Fluminense, Brasil

aferrarez@ifff.edu.br

Resumo

Os digestores são câmaras fechadas onde ocorre o processo de digestão anaeróbica, decomposição de matéria orgânica, que resulta em biogás e biofertilizante. Esta cápsula educativa tem por objetivo apresentar: (i) dois modelos de digestores anaeróbicos de bancada para a avaliação do potencial de produção de biogás de resíduos orgânicos ou para demonstração da digestão anaeróbica; e (ii) um modelo de digestor compacto para o tratamento de pequenas quantidades de resíduos.

Palavras-chave:

Digestores de Bancada;
Resíduos Orgânicos;
Digestor Didático.

Construction of demonstrative anaerobic digesters with low cost materials

Abstract

The digesters are closed chambers where the anaerobic digestion process takes place, a process of decomposition of organic matter, which results in biogas and biofertilizer. This educational capsule aims to present: (i) two benchtop anaerobic digesters models for the evaluation of the biogas production potential from organic waste or for demonstration of anaerobic digestion; and (ii) a compact digester model for the treatment of small amounts of waste.

Keywords:

Bench-top Digesters;
Organic Waste;
Didactic Digester.

Forma de citar: Ferrarez, A. H. (2020). Construção de digestores anaeróbicos demonstrativos com materiais de baixo custo. *RedBioLAC*, 4, 4-8.

Introdução à Digestores Anaeróbicos Demonstrativos

A digestão anaeróbica é um processo de decomposição de matéria orgânica em que se produzem biogás e biofertilizante, dentro de digestores anaeróbicos. Esses sistemas (pequenos ou grandes) possuem uma entrada de matéria orgânica, um tanque onde ocorre a digestão e um mecanismo para retirada de subprodutos (biogás e biofertilizante); o digestor deve ser bem fechado de forma a evitar a entrada de ar e o escape do biogás produzido.

O aproveitamento energético do biogás obtido a partir da digestão anaeróbica além de ser um tratamento adequado para resíduos orgânicos, pode atender as demandas de energia em propriedades rurais e outros setores econômicos. Ademais, é possível evitar a emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera e contribuir para a mitigação das mudanças climáticas. Finalmente, o uso de digestores

anaeróbicos evita a aparição de roedores e insetos, odores fortes, colaborando para a higiene.

A seguir são apresentados alguns modelos de digestores anaeróbicos construídos com materiais de baixo custo. Estes modelos podem ser utilizados para avaliar o potencial de produção de biogás de determinado resíduo orgânico, para divulgação da digestão anaeróbica em escolas e comunidades ou para o tratamento de pequenas quantidades de resíduos orgânicos.

Tipos de digestores de bancada

Modelo de Digestor Anaeróbico Didático (MDAD)

Este modelo de digestor de bancada pode ser utilizado para demonstrar a produção de biogás. Os materiais utilizados na sua construção são apresentados na Tabela 1 e a Figura 1 apresenta seu esquema.

Tabela 1 | Materiais para a construção do Modelo Digestor Anaeróbico Didático (MDAD).

MATERIAIS
1 garrafa PET de 2 litros (ou volume maior) com tampa
2 metros de mangueira transparente de PVC 5/16"
1 tubo de PVC de 75 mm de diâmetro e 60 cm de comprimento
2 tampões (caps) de PVC de 7,5 mm
Cola para PVC e supercola
Papel com escala milimetrada

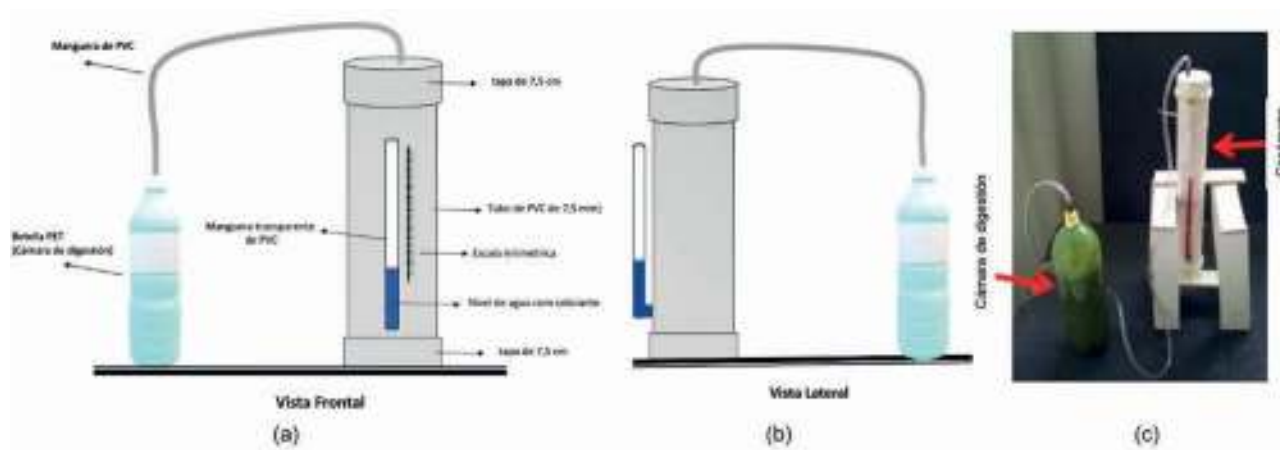


Figura 1 | (a) Vista frontal do MDAD; (b) Vista lateral do MDAD; (c) MDAD em operação.

Fonte: Autor (2020).

O deslocamento da coluna de líquido é proporcional ao volume do biogás produzido. A partir da medição do deslocamento da coluna de líquido e conhecendo o raio da mangueira de PVC é possível calcular o volume de biogás produzido, a partir da equação 1.

$$V = \pi \cdot r^2 \cdot h \quad (1)$$

Em que:

- V - volume de biogás produzido, cm^3
- r - raio da mangueira de PVC, cm ;
- h - Altura da coluna de líquido deslocado, cm .

Realizando-se a correção para condições normais de temperatura e pressão (CNTP) conforme equação 2 a seguir descrita por Teperino, Ladeira Neto, Ferrarez, Gomes, Poubel & Silva (2017).

$$\frac{P_o \cdot V_o}{T_o} = \frac{P_1 \cdot V_1}{T_1} \quad (2)$$

Em que:

- P_o - Pressão corrigida do biogás, mmH_2O ;
- V_o - Volume de biogás corrigido, mm^3 ;
- T_o - Temperatura corrigida do biogás, K ;
- P_1 - Pressão do biogás no instante da leitura, $\text{mm de H}_2\text{O}$;
- V_1 - Volume do biogás no instante da leitura, mm^3 ;
- T_1 - Temperatura ambiente no instante da leitura, K .

Modelo de Digestor Anaeróbico de Bancada Estilo Indiano (MDABEI)

Este modelo de digestor pode ser utilizado para estimar a produção de biogás por meio de testes de bancada. Uma das vantagens desse modelo é o armazenamento do biogás produzido na campânula móvel, que permite a operação à pressão constante.

Os materiais utilizados na construção do MDABEI são apresentados na Tabela 2, e a Figura 2 apresenta seu esquema.

Tabela 2 | Materiais para a construção do Modelo de Digestor Anaeróbico de Bancada Estilo Indiano (MDABEI).

MATERIAIS
1 recipiente de polietileno de 5 litros (reator anaeróbico)
2 metros de mangueira transparente de PVC 5/16"
1 tubo de PVC de 60 cm de comprimento e 10 cm de diâmetro
1 tubo de PVC de 60 cm de comprimento e 7,5 cm de diâmetro
1 tampão (cap) de PVC de 7,5 cm
1 tampão (cap) de PVC de 10 cm
1 registro para saída do biogás produzido
Cola para PVC e supercola

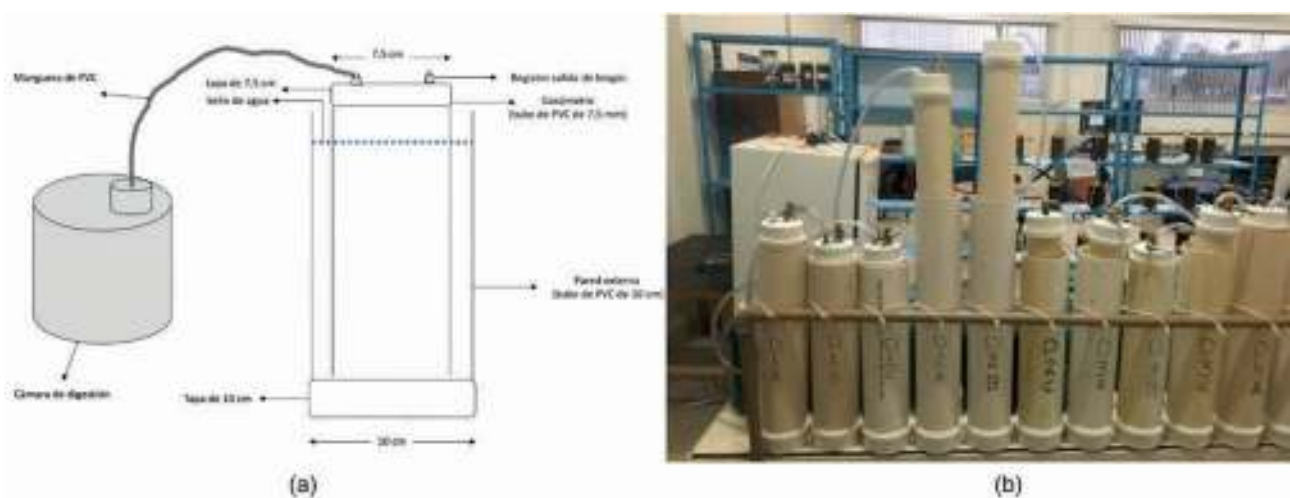


Figura 2 | (a) Esquema da construção do MDABEI; (b) MDABEI em operação.

Fonte: Autor (2020).

A medição da produção de biogás foi realizada a partir do deslocamento vertical do tubo de PVC de 7,5 cm e a área da base do gasômetro (tubo de 7,5 cm) foi calculada pela equação 3.

$$A = \pi \cdot r^2 \quad (3)$$

Em que:

A - área da base do gasômetro, cm²;
 r - raio do gasômetro, cm.

O volume estimado de biogás produzido foi calculado a partir da equação 4.

$$V_{\text{biogás}} = A \cdot h \quad (4)$$

Em que:

$V_{\text{biogás}}$ - volume estimado de biogás produzido, cm³;
 A - área da base do gasômetro, cm²;
 h - deslocamento do gasômetro, cm.

Digestor Anaeróbico Compacto (DAC)

Este modelo de digestor pode ser utilizado para o tratamento de pequenos volumes de resíduos orgânicos. É apropriado para uso em escala doméstica.

Os materiais utilizados na construção do DAC são apresentados na Tabela 3, e seu esquema é apresentado na Figura 3.

Tabela 3 | Materiais para a construção do Digestor Anaeróbico Compacto (DAC).

MATERIAIS
1 bombona plástica de 200 litros
1 câmara de ar de caminhão ou trator (gasômetro)
1 metro de tubo de PVC de 50 mm
2 metros de mangueira de gás
2 Flanges de 50 mm
2 registros de PVC de 50 mm
2 registros de gás a serem adaptados na mangueira
1 T de gás
1 garrafa PET

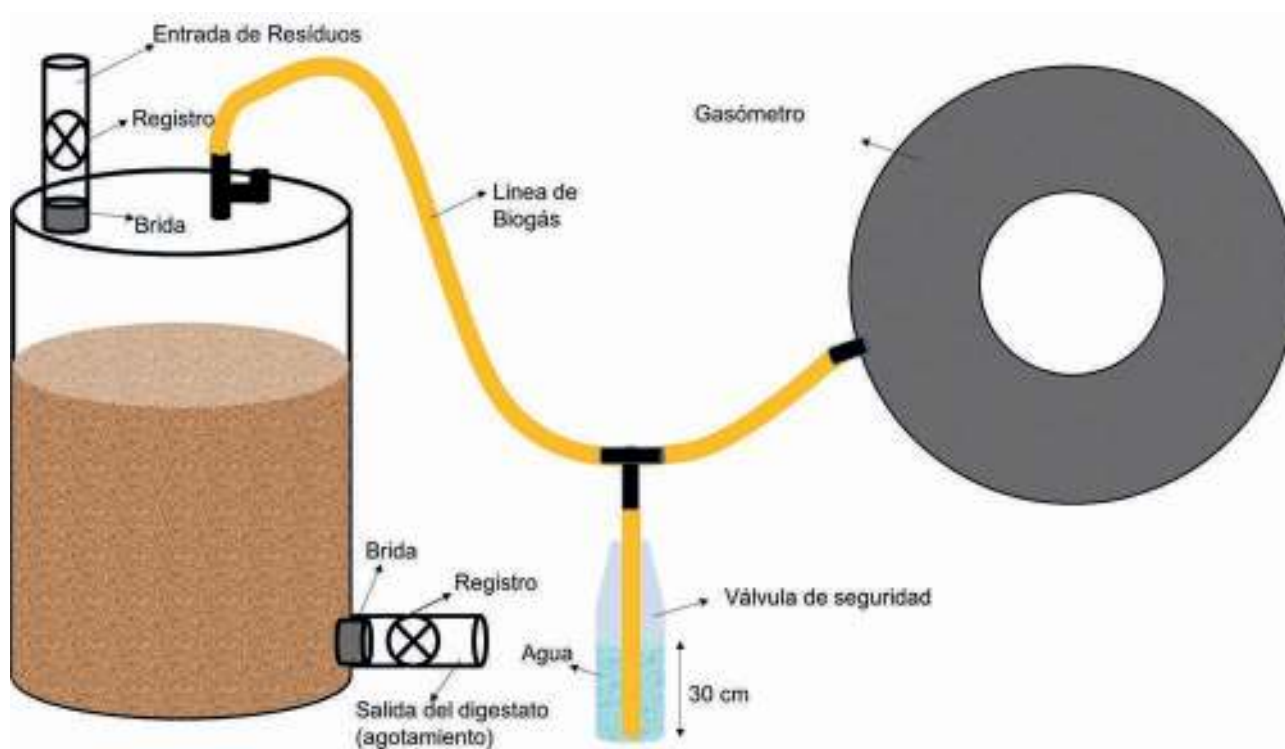


Figura 3 | Digestor Anaeróbico Compacto (DAC).

Referências

- Colatto, L. & Langer, M. (2011). Biodigestor–resíduo sólido pecuário para produção de energia. *Unoesc & Ciência-ACET. Joaçaba*. 2(2), 119-128.
- Pinto, C. P. (1999). *Tecnologia da digestão anaeróbia da vinhaça e desenvolvimento sustentável* [Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas]. <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/wp-content/uploads/sites/3/2014/01/pinto.pdf>.
- Teperino, D. P. M., Ladeira Neto, M. A., Ferrarez, A. H., Gomes, A. T., Poubel, H. S. & Silva, E. S. (2017). Desenvolvimento de digestor anaeróbio didático e testes de produção de biogás com resíduos da bovinocultura e cafeicultura. *Acta Biomedica Brasiliensia*, 8, 57-70.

Uso de Biodigestores para el tratamiento de residuos en cercanías del Aeropuerto Juan Santamaría de Costa Rica como instrumento para el control de aves carroñeras

Estudio de caso



Pablo Mora Rojas^{1*}; Marco Chaves Flores¹; María Fernanda Ellis Chaves²;
Adriana Bejarano Carrillo²

¹Biomatech Engineering Ltda; ²AERIS Holding Costa Rica

*info@biomatec.net

Resumen

La proliferación de aves ha sido un riesgo importante para la circulación de aeronaves en las cercanías del Aeropuerto Juan Santamaría de Costa Rica (AIJS) de Costa Rica. Una solución planteada ha sido la instalación de digestores anaerobios en granjas cercanas, con lo que, además, se podría mejorar la gestión de sus residuos. El presente texto describe un proyecto ejecutado por BIOMATEC en una granja pecuaria, que consistió, principalmente, en instalar un sistema de biodigestión de 120 m³ para la digestión anaerobia de las aguas residuales generadas por la cría y engorde de 500 cerdos, y un sistema de aprovechamiento de biogás para el calentamiento de lechones. Gracias al proyecto, en el que se invirtió un total neto de USD 60 000, han disminuido el consumo de electricidad, la mortalidad de las crías, las emisiones de gases de efecto invernadero y la atracción de aves a la granja.

Palabras clave:

Biodigestor; Biogás;
Cerdos; Aves;
Tratamiento de
Efluentes.

Use of Biodigesters for the treatment of waste in the vicinity of the Juan Santamaría Airport in Costa Rica as an instrument for the control of carrion birds

Abstract

Bird proliferation has long posed a risk to aircraft traffic in the vicinity of the Juan Santamaría International Airport (AIJS, in Spanish) of Costa Rica. The installation of anaerobic digesters in nearby farms has been proposed as a solution, with the side purpose of improving the management of the wastes therein produced. This text describes a project executed by BIOMATEC in a swine farm where a 120 cubic meter digester was installed to treat wastewater generated as a result of the breeding and fattening of roughly 500 pigs. A biogas-fed heating system for piglets was also set into function. Due to this USD 60,000 project, electricity consumption, piglet mortality, greenhouse gas emissions and bird attraction towards the farm have all dwindled.

Keywords:

Anaerobic Digester;
Biogas; Pigs; Bird
Control; Odor Control.

Forma de citar: Rojas, P., Chaves Flores, M., Ellis Chaves, M. F. & Bejarano Carrillo, A. (2020). Uso de Biodigestores para el tratamiento de residuos en cercanías del Aeropuerto Juan Santamaría de Costa Rica como instrumento para el control de aves carroñeras. *RedBioLAC*, 4, 9-13.

Introducción

Las aves están en constante búsqueda de espacios propicios para su alimentación, reproducción, descanso y refugio. Los espacios abiertos amplios, con pastizales, arboledas y edificaciones, son los que mejor sirven para estos propósitos. Los aeropuertos típicamente presentan las características anteriores, por lo cual, no es de extrañar que las aves se vean atraídas hacia ellos (Marateo *et al.*, 2015). Como se ha reportado en varias partes del mundo (Farras, 2018; Crivelli, 2017; Leal, 2018; Cerezo, 2019), otro factor que frecuentemente atrae a ciertos tipos de aves a los aeropuertos es el mal manejo de vertederos, cubos de basura, y otras fuentes de residuos sólidos en sus cercanías, especialmente residuos orgánicos en descomposición, de los que suelen alimentarse buitres, gaviotas y otras especies.

La proliferación de aves en las cercanías de los aeropuertos conlleva un alto riesgo de accidentes; especialmente, riesgos de choques con aviones y demás aeronaves, los cuales suelen tener impactos negativos importantes en términos económicos, de salud y seguridad. Los choques con aves son frecuentes en varias partes del mundo, incluyendo a Costa Rica y al Aeropuerto Internacional Juan Santamaría (AIJS), ubicado en la provincia de Alajuela. En este último, durante el año 2016, se registró un total de 31 impactos, seis de los cuales retrasaron el despegue y aterrizaje de aviones y generaron, consecuentemente, diversas afectaciones a alrededor de 2 500 pasajeros (Revista Summa, 2017).

Con el objetivo de reducir la frecuencia de estos incidentes, AERIS Holding S.A. resolvió atacar una de las causas de la atracción de aves –particularmente, de las carroñeras, incluyendo zopilotes– como lo es la presencia de malos olores en las cercanías del aeropuerto. Una fuente importante de estos malos son los residuos líquidos y sólidos manejados inadecuadamente, algo que es frecuente en pequeñas granjas porcinas y avícolas de la zona. La estrategia formulada se volvió un proyecto de instalación de biodigestores en varias fincas pecuarias circundantes. Este proyecto se implementó inicialmente en la Finca Los Tejares, situada aproximadamente a 2 km al sur del AIJS, y en donde, para octubre del 2017, ya se encontraba instalado un biodigestor de tipo tubular.

Sin embargo, a inicios de marzo de 2018, fue necesario buscar apoyo para mejorar las condiciones bajo las que el biodigestor fue instalado, pues ya no se encontraba operando. Este apoyo tomaría la forma de un despliegue tecnológico de corte ingenieril, por lo cual fue necesario buscar a una empresa con la capacidad de diseñar y ejecutar proyectos de ese tipo. Fue en este contexto que AERIS Holding escogió la oferta de servicios presentada por Biomatech Engineering Ltda. (en adelante, BIOMATEC), empresa costarricense de ingeniería con un enfoque en

sostenibilidad ambiental. Se seleccionó a Biomatec debido a que la oferta de servicios presentada tenía un carácter integral, que incluyó no solo el diseño de las mejoras operativas que se describen a continuación, sino, además, la cotización y adquisición de los equipos y materiales requeridos, la planificación y coordinación de la ejecución de las obras, y el seguimiento del desempeño del proceso durante un año después de su implementación.

Descripción del caso

La Finca Los Tejares alberga cerdos en todas sus etapas de vida, desde lechones hasta cerdos adultos, listos para la venta. También hay en ella verracos y cerdas para maternidad. El total de cerdos es variable; sin embargo, durante la ejecución del proyecto, fluctuó entre 200 y 400 animales. Antes de la intervención de BIOMATEC, el biodigestor se encontraba inactivo, con su estructura de geomembrana yaciendo dentro de una zanja de aproximadamente 7 metros de largo por 7 metros de ancho y 4 de profundidad, cavada directamente en la tierra y sin ningún recubrimiento de cemento en sus paredes internas. En consecuencia, las aguas residuales provenientes del lavado de las porquerizas eran dirigidas a dos zanjas en serie, también cavadas directamente sobre el terreno y sin recubrimiento interno, que operaban a manera de “lagunas” y desde las cuales las aguas se infiltraban en el suelo. De acuerdo con los análisis de laboratorio realizados a las aguas residuales generadas, éstas entraban dos veces al día a las “lagunas” con un flujo promedio de 5 m³/h (alrededor de 45 minutos por vez), un contenido de sólidos totales que excedía los 10 000 mg/L, y una demanda química de oxígeno (DQO) superior a 7 000 mg/L. La Figura 1 corresponde a una de estas “lagunas”. También cabe mencionar que la tasa de mortalidad de lechones era de unos tres por cada diez nacidos, y que el promedio del valor mensual de la factura de electricidad era de 130.000 colones (226 USD) debido a las actividades desarrolladas en la granja a 130 000 colones (226 USD).



Figura 1 | Condiciones bajo las cuales se disponía de las aguas residuales provenientes de la porqueriza, previas a la intervención realizada. Fuente: elaboración propia.

Con base en el diagnóstico realizado, se formuló un plan de acción compuesto por las cuatro fases que se muestran en el Tabla 1. Los equipos diseñados durante la fase de Ingeniería Fina incluyeron cajas de registro para el control de los efluentes de la granja; un biodigestor de 120 m³, fabricado con geomembrana y con una vida útil de 10-12 años; y un

sistema de tuberías y accesorios, fabricados en PVC, para el trasiego del biogás y de los líquidos (incluyendo válvulas de seguridad). Se diseñó, además, una antorcha de seguridad para la quema de excedentes de biogás, y un sistema de aprovechamiento del biogás, compuesto por doce lámparas de calentamiento de lechones.

Tabla 1 | Fases de la ejecución del Proyecto de digestión anaerobia en la Finca Los Tejares (Fuente: elaboración propia).

Fase 1: Estudio y Evaluación
Caracterización del proceso de limpieza y remoción de residuos dentro de la granja Estimación de los flujos máxicos de residuos a tratar de la granja. Evaluación de la caracterización fisicoquímica y microbiológica de los residuos a tratar. Diseño y dimensionamiento del sistema
Fase 2: Ingeniería Fina
Revisión del terreno y descripción general de suelos e hidrología. Realización de los Balances de materia y energía y Distribución de la planta Elaboración de manuales de operación, mantenimiento preventivo y correctivo del sistema Cotización de los equipos para el aprovechamiento del biogás a generar
Fase 3: Ejecución y Puesta en Marcha
Preparación del sitio y construcción de la infraestructura Adquisición de la bolsa de biodigestor, antorcha, lámparas y filtros de limpieza del biogás Diseño de lecho seco para el tratamiento de lodos residuales Instalación e inoculación del sistema de biodigestión Gestión de la operación, monitoreo y mantenimiento del proceso. Registro y monitoreo de datos operativos/Revisión de la calidad del gas producido Instalación del sistema para aprovechamiento de biogás Arranque del sistema de aprovechamiento del biogás

Además del diseño e instalación de los equipos mencionados, fue necesario diseñar y construir otros elementos de infraestructura y obra civil, incluyendo un sedimentador, para la remoción de sólidos no deseados; dos lagunas anaerobias en serie, para el tratamiento del efluente líquido del biodigestor; y un lecho seco, para el tratamiento de los sólidos separados en el sedimentador. Además, se

construyó un techo de estructura metálica, para proteger al biodigestor, y recubrimientos de cemento en las zanjas donde se colocarían el biodigestor y las lagunas. La Figura 2.a, muestra parte del proceso de construcción del hueco del biodigestor, mientras que en la Figura 2.b, capturada, al final de la Fase 3, se puede apreciar el biodigestor ya operante, así como el techo construido y la antorcha instalada.



Figura 2 | Fotografías correspondientes a la infraestructura de: a) hueco del biodigestor (durante su construcción), y b) el techo para el biodigestor. Fuente: elaboración propia.

Resultados y lecciones aprendidas

Los principales beneficios y resultados derivados de este proyecto son:

- Mejoramiento de las condiciones operativas de limpieza en la finca, especialmente en la recolección de sólidos. Estos últimos, además, han sido aprovechados como fertilizante.
- Se alcanzó una producción estable de biogás (entre 20 y 30 m³/día), menos de dos meses después de la inoculación del biodigestor. Durante este periodo, se realizaron pruebas de calidad del biogás producido (contenido de metano superior al 70% y un poder calórico de 25,8 MJ/m³) y del equipamiento de los filtros del gas, las cuales derivaron en ajustes considerados como necesarios.
- El valor de la factura de electricidad descendió a 80 000 colones (139 USD) (es decir, una diferencia de 87 USD con respecto al valor inicial). Esto, gracias a la sustitución de las lámparas eléctricas por lámparas que funcionan a base de biogás, en los galpones.
- El correcto manejo del sistema permitió la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero. Adicionalmente, hubo un impacto positivo en la calidad de vida de los animales en la granja, al permitir que se desarrollen en ambientes más saludables. Los lechones se han visto especialmente favorecidos en este sentido, pues la tasa de mortalidad atribuible a una baja calefacción disminuyó de tres animales por cada diez nacidos a ninguno.

- Se ha hecho más probable que mejoren las relaciones con las autoridades estatales vinculadas (particularmente, SENASA y el Ministerio de Salud). Esto, a su vez, podría llevar a la obtención de certificados y galardones, lo que beneficiaría a la cadena productiva donde se inserta la granja.

Por último, y con respecto al problema original (los choques de aviones con aves), es complicado medir el impacto directo que este proyecto tubo con relación a los accidentes ya que la Finca Los Tejares es solo una de las tantas que están ubicadas cerca al aeropuerto. Sin embargo, de acuerdo con Marvin Sojo, coordinador de monitoreo de fauna del AIJS, desde el 2017 se redujeron notablemente los avistamientos de zopilotes. En los años anteriores, la mayor parte de los avistamientos se concentraban en el costado sur del aeropuerto (el más cercano a la finca), mientras que, a partir del 2017, año en que se instaló el primer biodigestor, empezaron a aumentar los avistamientos en el costado noroeste (Sojo, 2020; comunicación personal).

Además de lo anterior, hay una diferencia importante entre el total de avistamientos en el 2017 y el total en el 2018, año en que empezó la ejecución de este proyecto. La Figura 3 permite apreciar esto. En ella, se representan en color rojo los principales puntos de calor, o de concentración de avistamientos, entre el 2017 y 2019. Además, si bien no se comunicó la cantidad exacta de avistamientos en el 2019 (año en que concluyó este proyecto), es evidente que hubo menos en el costado sur que en el 2018 (Sojo, 2020; comunicación personal).

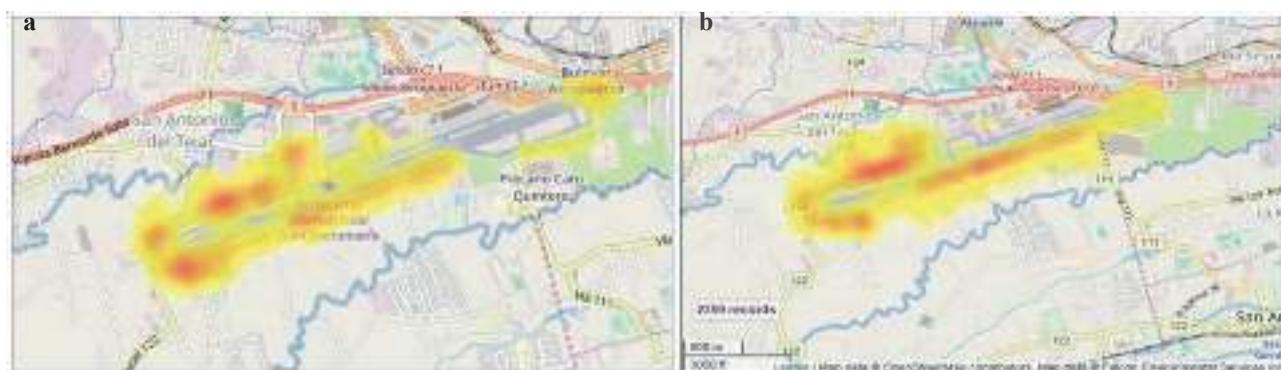


Figura 3 | Puntos calientes de avistamientos en los alrededores del AIJS a) 2017 b) 2018; c) 2019. Fuente: Sojo, 2020.

Conclusión

Gracias al programa de Responsabilidad Social Corporativa de la Administración del Aeropuerto Internacional Juan Santamaría de Costa Rica, se logró la implementación de un proyecto de tratamiento de residuos mediante un sistema anaerobio que tendrá una vida útil de más de 10 años y que ha contribuido en la reducción de la proliferación de aves en sus cercanías y en los gastos operativos de la granja porcina.

Agradecimientos

A la administración de AERIS Holding Costa Rica por haber autorizado el desarrollo de este proyecto. A la empresa constructora EDICA, por haber aportado recursos y personal durante el desarrollo de las obras civiles y la instalación de los equipos; también al Sr. Walter González, propietario de la Finca Los Tejares, y a las demás personas que ahí trabajan, por su cooperación y la confianza depositada en el proyecto.

Referencias

Cerezo, A. (2019). *Aumenta la ingesta e impacto de aves contra aviones en Rusia*. <https://www.transponder1200.com/aumenta-la-ingesta-e-impacto-de-aves-contra-aviones-en-rusia/>

Crivelli, D. (2017). *¿Qué ocurre cuando un pájaro impacta con un avión?* El País: https://elpais.com/elpais/2017/09/27/ciencia/1506506889_100017.html

Farras, L. (2018). *Aviones contra aves, una batalla desigual*. La Vanguardia: <https://www.lavanguardia.com/natural/actualidad/20181007/452177640469/aviones-aves-impactos-aeropuertos.html>

Leal, A. (2018). *Incremento de choques con aves afecta operación aérea*. <https://www.portafolio.co/negocios/incremento-de-choques-con-aves-afecta-operacion-aerea-523594>

Marateo, G., Grilli, P. & Juárez, M. (2015). *Aves en los aeropuertos*. http://naturalis.fcnyu.unlp.edu.ar/repositorio/_documentos/sipcyt/bfa004466.pdf

Revista Summa. (2017). *Nuevo proyecto favorecerá al Aeropuerto Internacional Juan Santamaría y la naturaleza*. <https://revistasumma.com/nuevo-proyecto-favorecera-al-aeropuerto-internacional-juan-santamaria-la-naturaleza/>

Efeitos da aplicação de digestato bovino nas características do solo Planossolo Háplico no município de Seropédica - RJ

Estudio de caso



Camila Ferreira-Matos^{1*}; Érika Flávia Machado-Pinheiro¹; David Vilas Boas de Campos²; Juliano Bahiense-Stafanato¹; Suelen Marques de Oliveira-Durão¹; Christine Barros Sanchez do Carmo¹; Lucas Rego Mendonça-Marinho¹

¹Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro; ²Embrapa Solos.

*camilamatos1@yahoo.com.br

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da utilização de digestato bovino nos solos de baixa fertilidade de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro. O digestato utilizado como fertilizante foi proveniente do processo de digestão anaeróbia de dejetos bovinos do sistema orgânico de produção. Foram aplicadas quatro doses de digestato, em experimento de vasos utilizando a cultura do milho. Os resultados demonstraram que o conteúdo de cálcio, magnésio e fósforo diminuíram com a aplicação do digestato no solo, indicando a absorção desses nutrientes pela cultura do milho ao longo do experimento. Para potássio e sódio, observou-se um incremento deles no solo, sendo justificado pelos seus conteúdos presentes no digestato adicionado. Os conteúdos de H+Al e alumínio não apresentaram grandes alterações após aplicação do digestato, demonstrando que o uso do digestato é seguro e, a curto prazo, não apresenta risco de toxicidade.

Palabras clave:

Biofertilizante;
Nutrientes; Digestão
Anaeróbia;
Biodigestor.

Effects of the application of bovine digestate on the characteristics of a Planosol in the city of Seropédica – RJ

Abstract

This study aimed to evaluate the effect of bovine digestate amendment in low fertility soils in Seropédica, in the state of Rio de Janeiro. The digestate used as fertilizer was obtained by anaerobic digestion of bovine manure from an organic production system. Four doses of digestate were applied in a pot experiment using corn plants. The results showed that the soil contents of calcium, magnesium and phosphorus decreased with the digestate amendment, indicating the absorption of these nutrients by the plants throughout the experiment. For potassium and sodium contents, they increased in the soil, which is justified by their contents present in the added digestate. The contents of H+Al and aluminum did not provide major changes after the application of the digestate. Therefore, the use of the digestate is safe and it does not present a risk of toxicity in a short term.

Keywords:

Biofertilizer; Nutrients;
Anaerobic Digestion;
Biodigester.

Forma de citar: Ferreira Matos, C., Machado Pinheiro, E. F., Vilas Boas de Campos, D., Bahiense Stafanato, J., Marques de Oliveira Durão, S., Barros Sanchez do Carmo, C. & Mendonça Marinho, L. R. (2020). Efeitos da aplicação de digestato bovino nas características do solo Planossolo Háplico no município de Seropédica - RJ. *RedBioLAC*, 4, 14-18.

Introdução

A utilização de fontes renováveis de energia apresenta-se, nos últimos anos, como alternativa para substituição dos combustíveis fósseis, através da produção de biogás pelo processo de digestão anaeróbia. Juntamente à produção de biogás, tem-se o digestato, produto com possível potencial para fornecer nutrientes às plantas quando aplicado no solo. A qualidade do digestato é dependente do processo de digestão anaeróbia e da matéria prima que o compõe, sendo, portanto, altamente variável. Para uma utilização segura do digestato, o acompanhamento através de análises químicas é essencial, uma vez que metais pesados e patógenos podem se encontrar em níveis elevados e, conseqüentemente, inviabilizar seu uso como fertilizante.

O uso do digestato pode contribuir positivamente ao desenvolvimento cultura e das propriedades do solo quando apresenta características adequadas para ser utilizado como fertilizante. Um bom digestato para uso agrícola é aquele livre de impurezas físicas (plásticos, pedras, materiais não degradáveis), livre de patógenos e seguro para os organismos vivos e a natureza (Al Seadi *et al.*, 2013).

Uma vez que o digestato é aplicado no solo, vantagens de natura física, química e biológica podem ser observados quando comparada à aplicação de um material não digerido, dado que o efluente do biodigestor apresenta em um grau de decomposição maior que o material in natura. Exemplo disso foi o estudo realizado por García-Sánchez *et al.* (2015), onde observaram que a aplicação de digestato melhorou a entrada de nutrientes inorgânicos nas formas disponíveis pelas plantas, justificando tal fato à mineralização de compostos orgânicos durante a digestão anaeróbica. Em adição, Barlog *et al.* (2020) afirmam que a aplicação de digestato pode melhorar as reservas de nutrientes no solo e aumentar a capacidade do mesmo em suprir nutrientes às plantas.

Entre outras alterações causadas no solo a partir da aplicação do digestato, Albuquerque *et al.*, (2012) evidenciam, além do fornecimento de nitrogênio e fósforo à curto prazo, efeitos positivos nas propriedades biológicas do solo, como biomassa microbiana e atividades enzimáticas. Já o aumento do pH do solo pode ser, supostamente, uma consequência do uso do digestato como fertilizante, uma vez que esse material normalmente apresenta pH alcalino. Entretanto, deve-se levar em consideração que o digestato também pode conter vários compostos ácidos em sua composição (Mákadi *et al.*, 2012).

A discussão acerca dos efeitos da aplicação do digestato no solo vem sendo cada vez mais abordada, demonstrando que sua aplicação como fertilizante com critérios técnicos adequados. Quando o digestato é destinado para o uso como fertilizante, sua composição deve ser analisada e estudada com objetivo de estabelecer a dosagem ideal de nutrientes requerida pela cultura, utilizando as melhores práticas agrícolas para esse tipo de material (Al Seadi *et al.*, 2013). Sendo assim, dentre os trabalhos realizados pelo Grupo de Pesquisa “Matéria Orgânica do Solo: Dinâmica e Função” da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, o trabalho que trata sobre o efeito da aplicação de digestato bovino nos solos de baixa fertilidade do município de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro, será evidenciado no presente estudo de caso.

Descrição do caso

Os solos de maneira geral apresentam uma grande variação na sua composição, com uma diversidade de características físicas, químicas e biológicas que direcionam à diferentes potencialidades de uso (Sousa *et al.*, 2013). A aplicação de digestato bovino em diferentes doses em um Planossolo Háplico (Tabela 1) teve como objetivo evidenciar o efeito da aplicação desse fertilizante, uma vez que esse tipo de solo tem características de um solo de arenoso, com baixa retenção de cátions, sendo caracterizado como de baixa fertilidade.

Tabela 1 | Caracterização química do solo utilizado como substrato para o ensaio experimental.

Solo	Na	Ca	Mg	H+Al	Al	Sb	T	V	m	n	N	pH	C.org	P	K
	-----cmolc/dm ³ -----							-----%-----		g/kg		1:2,5	%	mg/dm ³	
Planossolo	0,02	2,3	1,1	1,3	0,0	3,5	4,8	73,3	0,0	0,42	0,10	6,2	1,0	27	13,7

Onde: m - saturação por Al; n - saturação por sódio; Sb - soma de bases, T - capacidade efetiva de troca de cátions a pH 7,0; V - saturação por bases.

O digestato utilizado no presente experimento foi produzido em protótipos de biodigestores instalados nas dependências do Departamento de Solos, do Instituto de Agronomia da UFRRJ, em 90 dias de tempo de retenção hidráulica (Figura 1). Os biodigestores foram constituídos de câmara de fermentação, campânula e gasômetro. Os mesmos

foram abastecidos sob sistema de batelada com dejetos de bovinos, mantidos sob sistema orgânico de produção de leite, provenientes da Fazendinha Agroecológica km 47, localizada no município de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro.

A aplicação do digestato no solo se apresentou seguro quanto à presença dos metais pesados que podem causar danos às culturas (chumbo, cádmio) pois os teores ficaram abaixo daqueles estabelecidos pela Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006). Ademais, o digestato utilizado pode ser considerado estabilizado, de acordo com análise de ressonância magnética nuclear (RMN), que demonstrou que o processo ocorreu principalmente pela degradação de carboidrato e formação de compostos orgânicos fenólicos e carboxílicos.

Tendo em vista que a taxa de aplicação correta de digestato depende da demanda de nitrogênio pela planta (Mákdí *et al.*, 2012), as doses de digestato a serem aplicados foram calculadas através do Manual de adubação e Calagem do Estado do Rio de Janeiro, de acordo com a demanda de N para a cultura do milho. O digestato foi aplicado em quatro diferentes doses: 20 kg ha⁻¹, 40 kg ha⁻¹, 80 kg ha⁻¹, 120 kg ha⁻¹ de N (Tabela 2). Também foi avaliado um tratamento testemunha.

Tabela 2 | Caracterização química do digestato de dejetos de bovinos, em base seca.

Parâmetro	Valor
Cálcio (mg kg ⁻¹)	14 434,14
Magnésio (mg kg ⁻¹)	19 033,04
Sódio (mg kg ⁻¹)	181,25
Potássio (mg kg ⁻¹)	5 104,62
Fósforo (mg kg ⁻¹)	5 189,81
Alumínio (mg kg ⁻¹)	292,71
Carbono (%)	36,74
Nitrogênio (%)	1,52
Relação C/N	24,09
pH	7,17

Como supracitado, a cultura utilizada no ensaio experimental foi o milho, variedade Sol da Manhã (BRS 4157), cultivado em vasos de polietileno (capacidade de 5 kg), os quais foram preenchidos com 4 kg de terra (Figura 1). As doses do digestato bovino foram aplicadas no momento do plantio e

as plantas foram irrigadas diariamente com volume de água suficiente para manter o teor de umidade do solo entre 50 e 70% da capacidade de campo. A coleta das plantas de milho foi realizada 40 dias após o plantio, e o solo foi analisado segundo metodologia de Tedesco (1995).



Figura 1 | Milho cultivado em Planossolo Háplico, com aplicação de digestato bovino. Fonte: Do Autor.

Resultados

Pode-se observar, que a aplicação do digestato bovino alterou as características do solo a partir das diferentes doses estudadas (Tabela 3).

Os teores de cálcio, magnésio e fósforo reduziram após 40 dias de cultivo de milho. Tal fato pode ser justificado pela absorção desses macronutrientes pela planta e/ou retenção dos mesmos pela fração orgânica humificada. O solo Planossolo Háptico apresenta textura arenosa, baixa fertilidade com uma ínfima capacidade de troca catiônica. Já a adubação orgânica com o digestato pode ter contribuído com a retenção desses elementos químicos na fração orgânica humificada.

A correção do pH através da calagem realizada antes de iniciar o experimento aumentou o pH do solo para 6,2, através da neutralização do H⁺ e precipitação do Al. Após aplicação do digestato, a tendência de aumento do pH com o aumento da dose do digestato pode ser observado na Tabela 3. Em adição, os valores de pH dos solos que receberam o

digestato se apresentaram maiores quando comparado ao solo antes de ser fertilizado e com o tratamento controle. Tal fato pode ser justificado pelo valor de pH elevado do digestato (7,17) aplicado ao solo e/ou liberação de amônia durante a fase inicial de mineralização da matéria orgânica.

O potássio, por ser um nutriente bastante móvel no solo, pode ser facilmente lixiviado em solos arenosos, como o Planossolo Háptico. Essa característica pode ser observada para o tratamento controle, que apresentou menores valores quando comparado aos demais tratamentos e ao solo antes de ser fertilizado. Entretanto, tal nutriente apresentou maiores teores nas doses aplicadas devido a liberação do mesmo pelo digestato bovino. Na decomposição da matéria orgânica, esse elemento é o primeiro a ser liberado e disponibilizado para as culturas. O mesmo pode ser observado para os teores de sódio no solo, que aumentaram com a aplicação do digestato quando se compara ao solo antes de ser fertilizado. Aplicações sucessivas de digestato no solo devem ser feitas de maneira adequada, a partir da sua análise química e das características do solo, uma vez que elementos como sódio apresentam poder de salinizar o solo.

Tabela 3 | Caracterização química do solo após coleta da planta de milho, tratando-se das diferentes doses de aplicação de digestato.

Parâmetro	Controle	Dose 1 (20 kg ha ⁻¹)	Dose 2 (40 kg ha ⁻¹)	Dose 3 (80 kg ha ⁻¹)	Dose 4 (120 kg ha ⁻¹)
Cálcio (cmolc dm ⁻³)	1,37	1,59	1,57	1,77	1,71
Magnésio (cmolc dm ⁻³)	0,90	0,66	0,65	0,74	0,94
H+Al (cmolc dm ⁻³)	0,95	1,10	1,01	1,08	1,21
Alumínio (cmolc dm ⁻³)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sódio (cmolc dm ⁻³)	0,16	0,10	0,14	0,09	0,08
Fósforo (mg dm ⁻³)	8,31	11,10	9,85	12,37	13,79
Potássio (mg dm ⁻³)	11,41	15,22	13,07	15,55	13,89
pH	6,51	6,58	6,76	6,76	6,85

O conteúdo de H+Al e alumínio não apresentaram grandes alterações após aplicação do digestato, demonstrando que o uso do digestato é seguro e, a curto prazo, não apresentou risco de toxicidade por Al. O alumínio encontra-se não disponível para as culturas pois encontra-se fortemente retido pela matéria orgânica do digestato. No entanto, a longo prazo, a utilização de digestato no solo como fertilizante pode ser restringida pelo risco de acúmulo de elementos metálicos, aumento da salinidade, biodegradabilidade e fitotoxicidade, sendo, portanto, recomendado a periodicidade de análises no solo para o monitoramento das propriedades físico-químicas.

Conclusões e recomendações

Pode-se concluir que, a curto prazo, a aplicação do digestato favoreceu a absorção de cálcio, magnésio e fósforo pelas plantas de milho. Adicionalmente, a aplicação do digestato aumentou os valores de pH do solo, sendo importante fator para os solos ácidos de clima tropical. O uso do digestato se apresentou seguro a curto prazo, não apresentando risco de toxicidade por Al, Pb, Cd, uma vez que se encontravam dentro do limite estabelecido pela legislação. Adicionalmente, esses elementos encontram-se fortemente ligados ao colóide orgânico, proveniente do digestato bovino.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, através da concessão de bolsa para a primeira autora. Também contou com o apoio financeiro do Comitê Guandu e Associação Pró-gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – AGEVAP.

Referências

- Al Seadi, T., Drogg, B., Fuchs, W., Rutz, D. & Janssen, R. (2013). Biogas digestate quality and utilization. In *The biogas handbook* (pp. 267-301). Cambridge, Reino Unido: Woodhead Publishing.
- Albuquerque, J. A., De La Fuente, C., Campoy, M., Carrasco, L., Nájera, I., Baixauli, C. & Bernal, M. P. (2012). Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. *European Journal of Agronomy*, 43, 119–128.
- 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.
- Resolução nº 375 de 2006. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. 29 de Agosto de 2006 (Brasil).
- García-Sánchez, M., García-Romera, I., Száková, J., Kaplan, L. & Tlustoš, P. (2015). The effectivity of various amendments to reduce the mobility of risk elements in multicontaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 14325-14336.
- Makádi, M., Tomócsik, A. & Orosz, V. (2012). Digestate: a new nutrient source - review. In: Kumar, S. (Ed). *Biogas* (pp. 310). Rijeka, Croatia: InTech.

El deshidratador biotérmico

Cápsula educativa



Federico Vargas*; Claudio Moreno

Universidad Nacional de Asunción

*federico.vargas@agr.una.py

Resumen

La deshidratación de los alimentos es uno de los métodos más antiguos utilizados en la conservación de los productos perecederos (Brennan, 2006; Aguilar, 2012). Los alimentos pueden ser alterados con gran rapidez gracias a la acción de los microorganismos, reacciones químicas y enzimáticas, siendo el principal factor que determina el grado de alteración, el contenido de agua disponible; el que está expresado por el concepto de actividad del agua (a_w), el cual puede definirse como la proporción entre la presión de vapor del agua del sistema alimenticio (PV) y la presión de vapor del agua pura a la misma presión y temperatura (PV_w); es decir, $a_w = PV/PV_w$ (Badui, 2006).

Palabras clave:

Conservación de Alimentos; Deshidratación Biotérmica; Biogás.

The biothermal dehydrator

Abstract

The dehydration of food is one of the oldest methods used in the conservation of perishable products (Brennan, 2006) (Aguilar, 2012). Food can be altered very quickly thanks to the action of microorganisms, chemical and enzymatic reactions, the main factor determining the degree of alteration being the available water content; which is expressed by the concept of water activity (a_w), which can be defined as the ratio between the vapor pressure of the food system water (PV) and the vapor pressure of pure water at the same pressure and temperature (PV_w); that is, $a_w = PV / PV_w$ (Badui, 2006).

Keywords:

Food Preservation; Biothermal Dehydration; Biogas.

Forma de citar: Vargas, F. y Moreno, C. (2020). El deshidratador biotérmico. *RedBioLAC*, 4, 19-22.

1 | Objetivos de aprendizaje:

- ¿Cómo funciona un deshidratador?
- Las ventajas de combinar dos fuentes energéticas para la deshidratación
- ¿Cómo es el empleo del biogás en la deshidratación?

El secador o deshidratador solar, la base que se busca adaptar

El secador es del tipo armario, su sistema de conducción de calor es complejo y sirve para secar todo tipo de productos alimenticios, en especial aquellos que necesitan mantener su calidad organoléptica y proteger sus propiedades naturales.

Consiste estructuralmente en una cámara construida con acero inoxidable y un colector solar inclinado, también del mismo material, unidos entre sí en la parte inferior de la cámara (Singh & Heldman, 2009; Brennan, 2006).

Descripción del prototipo de deshidratador a biogás

Dentro del secador solar se encuentran superpuestas varias bandejas de secado removibles con base de tejido. El colector está cubierto con vidrio y tiene en su interior una chapa de color negro (oscuro). Cuenta también con un extractor eléctrico de aire en la parte superior de la cámara, para garantizar la buena ventilación del aparato (Almada, 2005).



Figura 1 | Base del deshidratador para adaptar



Figura 2 | Compartimientos del deshidratador.

Las modificaciones realizadas al deshidratador solar para convertirlo en mixto, fue la instalación y adecuación al sistema de un quemador para biogás en la bandeja del colector, la que fue preparada con dos compartimentos diferenciados para captar el calor generado por los dos tipos de fuente de energía (solar y biogás), y de un

extractor eólico, para facilitar el movimiento interno del aire. La ventaja del sistema mixto, radica en la posibilidad de controlar la temperatura, tiempo de secado y la calidad del producto (propiedades organolépticas: color, olor, consistencia), que son factores clave dentro de los procesos de secado.



Figura 3 | Modificaciones del deshidratador

Capacidad del deshidratado	6 Bandejas: 98 cm x 119 cm x 2 cm Volumen 1,08 m ³
Peso (aprox.)	30 Kg.
Características	Termostato con indicador de temperatura de hasta 250 °C, manómetro con indicador de presión de 0 a 600 bar, extractor eólico de 45 cm de diámetro y sistema de secado mixto (solar-biogás) por convección
Dimensiones	Largo total: 2,40 m, Ancho total: 1 m, Altura total: 1,5 m. Secadero: L 1,20 m, A 1 m, H 1,5 m. Colector: L 1,20 m, A 1 m, H 0,30 m.
Superficie total disponible para secado	7 m ²
Compatible para diferentes tipos de alimentos	Frutas, verduras, pescados y carnes vacuna y otras, hierbas, flores y semillas.
Energía	Térmica: solar y combustión (biogás).
Color	Negro/plateado

Resultados y vocabulario contextualizados

Las temperaturas registradas en el deshidratador muestran que la temperatura va en aumento en forma gradual, a partir de los 50 minutos de funcionamiento, alcanza los 40 °C.

La capacidad para el secado del deshidratador mixto, varía de acuerdo con la especie o producto a secar. En promedio es de 1,5 kilogramos por bandeja, para un total de 9 kilogramos. Teniendo en cuenta las especies medicinales estudiadas (menta, burrito y orégano), estos 10 kg se transforman en unos 6 kg de producto seco; con un promedio de tiempo de secado alrededor de 5 horas y un consumo de 1 m³ de biogás.

En promedio la construcción e instalación del deshidratador tiene un costo de U\$S 500 y para su funcionamiento un costo diario de 50 U\$S incluyendo el uso de 1 m³ diario de biogás.

Referencias

- Aguilar, J. (2012). *Métodos de conservación de alimentos*. (1^a ed.). Red Tercer Milenio S.C.
- Almada, M., Cáceres, M., Machain-Singer, M. & Pulfer, J. (2005). Guía de uso de secadores solares para frutas, legumbres, hortalizas, plantas medicinales y carnes. <http://unesdoc.unesco.org/images/0015/001562/156206s.pdf>.
- Badui, S. (2006). *Química de los alimentos*. (4^a ed., 716 p.). Pearson Educación de México, S.A.
- Brennan, J. (2006). *Manual del procesado de los alimentos*. (581 p). Acribia, S.A.

Desarrollo de planta piloto de digestión anaeróbica seca para el tratamiento de residuos sólidos urbanos

Estudio de caso



Aneley Routier^{1*}; Florencia Rivarosa¹; Franco Blatter¹; Victoria Muraro¹; Fidel Sosa¹; Sebastian Jappert²

¹Universidad Nacional de Rafaela; ²Desarrollo de Equipos Industriales S.A.

*aneleyroutier@unraf.edu.ar

Resumen

La ciudad de Rafaela, Argentina, es considerada ejemplo a nivel nacional en materia de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Cuenta desde hace más de 10 años con un sistema de separación en origen, que permite el diseño de estrategias de tratamiento de residuos, como la valorización energética de la fracción orgánica, a través de la generación de energía renovable (biogás). En este contexto, la Universidad Nacional de Rafaela y una empresa local llevan a cabo el diseño y la construcción de una planta piloto de digestión anaeróbica seca. Esta tecnología robusta, económica y poco explotada en la región, producirá biogás a partir del tratamiento, a escala piloto, de 200 t al año de residuos. La planta cuenta con dos reactores tipo batch de 30 m³ cada uno, un sistema de recirculación de efluente y gases, y 25 m³ de almacenamiento de biogás que se aprovecha térmicamente.

Palabras clave:

Digestión Anaeróbica Seca; Residuos Sólidos Urbanos; Biogás.

Development of a dry anaerobic digestion pilot scale plant for municipal solid waste treatment

Abstract

The city of Rafaela, Argentina, is considered a national example of Integral Urban Solid Waste Management. For more than 10 years, Rafaela has implemented a municipal solid waste source separation programme. This allows the design of waste treatment strategies, such as energetic valorization of the organic fraction and renewable energy generation (biogas). In this context, the Universidad Nacional de Rafaela and a local company have designed and built a dry anaerobic digestion pilot plant. This robust, economic and unexplored technology is expected to produce biogas from the treatment of 200 annual tonnes of waste, in pilot-scale. The plant includes two batch reactors of 30 m³ each, effluent and gases recirculation systems and 25 m³ of biogas storage for thermal use.

Keywords:

Dry Anaerobic Digestion, Municipal Solid Waste; Biogas.

Forma de citar: Routier, A., Rivarosa, F., Blatter, F., Muraro, V., Sosa, F. & Jappert, S. (2020). Desarrollo de planta piloto de digestión anaeróbica seca para el tratamiento de residuos sólidos urbanos. *RedBioLAC*, 4, 23-27.

Introducción

Los residuos son considerados uno de los problemas ambientales más importantes de la sociedad moderna. La población y el consumo per cápita crece año a año y con ello, la generación de residuos sólidos urbanos (RSU). Consecuentemente, se requieren superficies cada vez más grandes para la disposición final y destinar una mayor proporción del presupuesto de los municipios para la gestión de los RSU. Esta situación lleva a la búsqueda de nuevas tecnologías de tratamiento, más eficientes, que disminuyan el volumen de RSU que ingresan a los vertederos y permitan el aprovechamiento energético de los mismos.

En los últimos años, la tecnología de digestión anaeróbica, en particular los sistemas secos, se ha convertido en una solución robusta y eficiente para el tratamiento de residuos domiciliarios en todo el mundo. Dentro de sus ventajas se encuentran: robustez (gran flexibilidad en el tipo de alimentación), operación simple y segura (mínima intervención de personal) y uso reducido de agua y energía. En Europa, la instalación masiva de plantas de digestión anaeróbica seca se remonta a dos décadas atrás (Kothari *et al.*, 2014) con un aumento del 50% de su capacidad de 2010 a 2015 (Rocamora *et al.*, 2020); mientras que en China existen registros de investigaciones en la tecnología seca desde 1980 (Qian *et al.*, 2016). En Argentina, si bien el tratamiento de residuos urbanos mediante digestión anaeróbica representa más del 30% (FAO, 2019) no existen reportes de desarrollo de sistemas secos.

En este contexto, el proyecto lleva a cabo el diseño y construcción de una planta piloto de digestión anaeróbica seca, para el tratamiento de residuos sólidos urbanos y la generación de biogás. Este trabajo, es el resultado de una articulación público-privada, que se consolida con la firma de un convenio entre las partes, en noviembre de 2019.

Descripción del caso

El proyecto se desarrolla en la ciudad de Rafaela, Argentina, municipio que se distingue a nivel nacional por su política de desarrollo territorial, donde se destacan: el programa “Rafaela+sustentable” desde 2009 y en 2015, la creación del Instituto para el Desarrollo Sustentable de Rafaela (IDSR) quien gestiona y recibe en el Complejo Ambiental de la ciudad, los residuos domiciliarios y urbanos clasificados en: fracción seca (reciclables) y fracción húmeda u orgánica. Esta característica propia de la ciudad, de contar con un sistema de separación en origen por más de 10 años, representa el punto de partida para el diseño de estrategias de valorización de residuos y generación de biogás.

Previo al diseño de la alternativa más adecuada para el tratamiento de los residuos, se llevó a cabo un estudio del potencial energético de la fracción orgánica en la ciudad. Para ello, se analizaron las características fisicoquímicas de la fracción húmeda (Tabla 1), se tomaron 48 muestras, durante todo un año. El muestreo se realizó de forma alternada en los 16 sectores existentes de recolección municipal, repitiendo cada sector tres veces durante un año.

Tabla 1 | Principales parámetros fisicoquímicos de la fracción no recuperable de residuos urbanos de la ciudad de Rafaela. Se muestran los promedios de las muestras realizadas.

Parámetros	Unidad	Valor
Humedad	%	73,20
Sólidos totales	%	26,71
Sólidos volátiles	%	20,22
pH	Adimensional	5,05
Nitrógeno total	% base seca	1,89
Nitrógeno total de Kjeldahl	% base seca	1,83
Densidad	kg/m ³	380,4

Fuente: Blatter F. *et al.*, 2019.

Del estudio realizado se observa que en la fracción orgánica prevalecen los restos de comida, papeles húmedos y elementos trazas orgánicos, con un contenido de humedad por encima del 70% y un porcentaje de sólidos volátiles de 20-25%, características óptimas para sistemas de digestión en seco de régimen semi-continuo o batch. La relación C/N (23,4:1) se ubica dentro del rango recomendado (entre 15:1 y 45:1) y el pH arroja un promedio relativamente bajo (5,05) para el proceso de digestión anaeróbica, evidenciando la

necesidad de neutralizar la acidez a partir de la mezcla con efluente del proceso.

Además, la experiencia de manipulación de la fracción orgánica deja en evidencia que es un sustrato muy heterogéneo, que contiene una importante cantidad de bolsas plásticas (contenedoras de los residuos) y elementos potencialmente contaminantes que pueden dificultar la operación de una planta de digestión sin previo tratamiento.

Por tal motivo, la tecnología de digestión anaeróbica seca se presenta como una propuesta robusta y apta para el caso de estudio, ya que no requiere pretratamiento y permite reducir los costos asociados a estos procesos.

La planta piloto diseñada se compone de dos reactores anaeróbicos batch y sistemas de calentamiento, tratamiento

y almacenamiento de biogás y recirculación de efluente (Figura 1). La seguridad de la planta se garantiza mediante apagallamas, pararrayos y un sistema de soplado de gas con alto contenido de CO₂ y de aire limpio, que se activa durante el encendido y apagado de los reactores. Este procedimiento es muy importante para evitar la formación de una atmósfera explosiva.



Figura 1 | Componentes principales de la planta piloto. 1: plataforma de manipulación; 2: celdas para disposición de residuos; 3: reactores anaeróbicos; 4: cabina de control con termotanque; 5: tanque de abastecimiento de agua; 6: antorcha de quema; 7: gasómetro; 8: desulfurador; 9: tanque de efluente. Fuente: elaboración propia, 2020.

La operación de la planta es sencilla, los residuos que ingresan en los camiones de recolección urbana son depositados en la plataforma de manipulación. En ella se realiza la apertura manual de las bolsas, único acondicionamiento de los residuos previo a la carga en los reactores de 30 m³ cada uno. La inoculación se realiza mediante la incorporación de 20-30% de efluentes provenientes de digestiones anteriores. Todo el proceso de digestión anaeróbica se lleva a cabo en condiciones mesófilas, a una temperatura óptima de 38 °C. Para ello, los reactores y el tanque de efluente cuentan con un sistema de calentamiento en paredes y base donde circula agua caliente. El sistema de almacenamiento y tratamiento de biogás consiste en un gasómetro de doble membrana de 25 m³, trampas de agua y un filtro de óxido de hierro que garantiza la calidad del biogás necesaria (concentración

de H₂S < 100 ppm). La producción de biogás estimada para la planta piloto es de 35 000 m³/año, energía que se aprovecha en el termotanque industrial (caldera) que abastece el sistema de calentamiento. Para corroborarlo, se realizó una modelación en la situación más desfavorable (temperatura más fría en la zona de estudio) y se obtuvo, que es suficiente el biogás generado para abastecer el sistema de calentamiento en esa situación. En condiciones normales de uso, el excedente de biogás se quema en la antorcha y el gas de escape se aprovecha en el sistema de seguridad, mencionado anteriormente. A escala industrial, se pretende utilizar el biogás en forma térmica y eléctrica (motogenerador).

Uno de los componentes claves en la operación, es la recirculación del efluente, proceso que asegura las

condiciones óptimas de humedad y transferencia de sustancias y microorganismos. El sistema está diseñado de tal manera que el efluente drena por gravedad desde los reactores, se bombea hacia el tanque de almacenamiento (el cual cuenta con purga de lodos) y regresa a los reactores mediante un sistema de riego (Figura 2). A partir de un ensayo de laboratorio realizado sobre la dinámica del

efluente (resultados no publicados), se pudo determinar tiempo y caudal de recirculación.

Los residuos sólidos digeridos y los lodos del efluente, se disponen en las celdas del relleno sanitario local y en etapas posteriores se prevé su valorización como biofertilizantes.

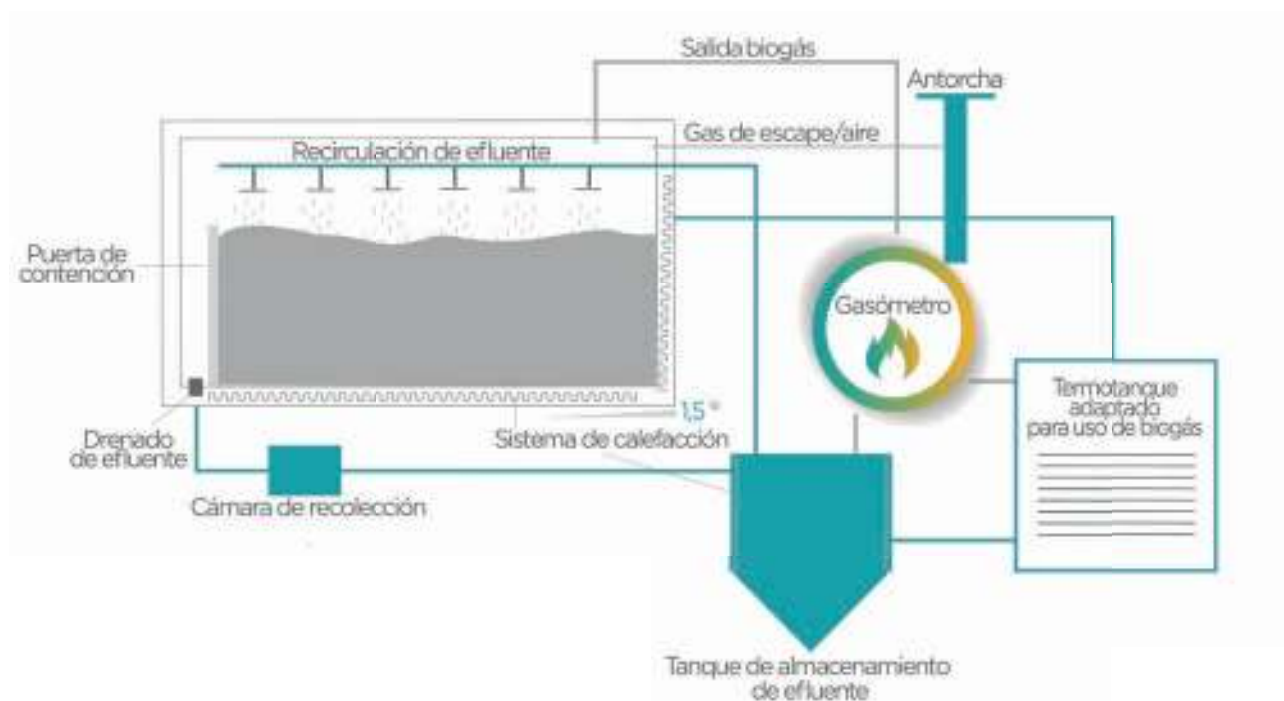


Figura 2 | Esquema del proceso de digestión anaeróbica de altos sólidos. Se muestra uno de los dos reactores de la planta.

Fuente: elaboración propia, 2020.

Resultados y lecciones aprendidas

A la fecha, el proyecto tiene concluida la ingeniería básica y se encuentra en desarrollo la ingeniería de detalle. El principal resultado de esta etapa es el estudio del funcionamiento de la planta, operación y automatización descritos anteriormente. Los ensayos fisicoquímicos del sustrato y el estudio de la dinámica del efluente (resultados no publicados) permiten garantizar la efectividad del proceso y obtener datos importantes de la operación como por ejemplo: el caudal de recirculación, las precauciones sobre la manipulación del efluente (generación de espumas, olores y sólidos en tanque de almacenamiento) y el ajuste de pH que debe realizarse al sustrato.

Con respecto al diseño de la planta, un dato muy importante indicado en la bibliografía es que cerca del 50% de biogás

de la planta se produce en el tanque de efluente (Qian *et al.*, 2016), por lo tanto, este equipo debe contar con las mismas precauciones de seguridad y operación que los reactores. En ese punto, se destaca la necesidad de un sistema automatizado para garantizar la operación segura de la planta y un plan de capacitaciones al personal que la opere.

El estudio de la normativa que regula la temática, muestra un escenario positivo en las leyes nacionales de fomento a las energías renovables. Sin embargo, a la fecha no existen directivas técnicas sobre la construcción y operación de plantas de biogás. Por ello, se toma como referencia la regulación de países más avanzados en la temática como Alemania y Chile (German Agricultural Occupational Health and Safety Agency, 2008; Decreto supremo N° 119, 2016).

Conclusiones y recomendaciones

El diseño de la primera planta piloto de este tipo en el país, consolida la vinculación entre el sector público y privado. El funcionamiento y puesta a punto de la planta permitirá generar datos locales, validar la tecnología digestión anaeróbica seca y avanzar en una alternativa sustentable y rentable para el tratamiento de residuos orgánicos y la generación de biogás, permitiendo que sea replicable en otras localidades.

Se espera que con el empleo final de esta tecnología, se optimice el espacio de disposición final del relleno sanitario de la ciudad. Esto conlleva una importante reducción en el costo de la gestión de residuos y en las emisiones de gases de efecto invernadero. Este proceso no sería eficiente si no existiera hace varios años, un sistema de gestión de residuos que posibilita la separación en origen y estudios de caracterización fisicoquímica del sustrato a tratar, a partir de la digestión anaeróbica. Por último, se destaca la necesidad de contar con normativa específica a nivel nacional y provincial, sobre el diseño, construcción y operación segura de plantas de biogás.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Rafaela por otorgar los recursos para los estudios y el desarrollo, al IDSR por su colaboración en todo el proceso y a la empresa DEISA SA por el trabajo en conjunto.

Referencias

Blatter F., Routier A., Schmelzle M. & Valdez H. (2019), *Caracterización físico química de la fracción no recuperables de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Rafaela*. II Congreso Internacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos, San Juan, Argentina.

Decreto supremo N° 119. Ministerio de Energía de la República de Chile. 1 de septiembre de 2016. Recuperado de: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1099847&idVersion=2017-07-01&idParte=>

FAO. (2019). *Relevamiento Nacional de Biodigestores. Relevamiento de plantas de biodigestión anaeróbica con aprovechamiento energético térmico y eléctrico*. Colección Documentos Técnicos N° 6, 84 pp.

German Agricultural Occupational Health And Safety Agency. (2008). *Safety rules for biogas systems*. Recuperado de: <http://www.build-a-biogas-plant.com/PDF/safety-rules-for-biogas-systems-2008.pdf>

IDSR – Instituto para el Desarrollo Sustentable ciudad de Rafaela - IDSR. (2010), *Indicadores sustentables*. Recuperado de: <http://rafaela-sustentable.com.ar/sitio/indicadores-sustentables.html>.

Kothari, R., Pandey, A. K., Kumar, S., Tyagy, V. V. & Tyagy, S.K. (2014) Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39,174-195. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.011>Get rights and content

Qian, M. Y., Li, R. H., Li, J., Wedwitschka, H., Nelles M., Stinner, W. & Zhou H. J. (2016), Industrial scale garage-type dry fermentation of municipal solid waste to biogas. *Bioresource Technology*, 217, 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.076>

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>

La biodigestión anaeróbica como oportunidad para generar bioenergía descentralizada en Argentina

Estudio de caso



Carolina Chomicki^{1*}; Valentin Decunto²; Ada Graciela Nogar³

¹CONICET, UNICen, CESAL. ²AGENCIA, UNICen, CESAL. ³CIC. UNICen. CESAL

*carolinachomicki@gmail.com

Resumen

El cambio global condicionado por el consumo de energía y la apropiación de recursos naturales sella los desafíos del siglo XXI. Uno es generar energía desde un modelo descarbonizado y a pequeña escala. En este escenario los biodigestores reconfiguran la distribución de bienes y servicios ambientales valorizando recursos. Así, el objetivo del artículo es analizar los biodigestores como técnica para transformar residuos pecuarios en energía a partir de dos casos de estudio en Buenos Aires-Argentina, para ponderar la biodigestión como técnica. Se triangularon datos de fuentes secundarias y primarias y los estudios posibilitaron una aproximación a la realidad a partir de la contrastación de datos con las experiencias analizadas.

Palabras clave:

Bioenergía; Ambiente; Argentina.

Anaerobic biodigestion as an opportunity to generate decentralized bioenergy in Argentina

Abstract

The global change conditioned by the consumption of energy and the appropriation of natural resources seals the challenges of the XXI century. One is to generate power from a small-scale, decarbonized model. In this scenario, biodigesters reconfigure the distribution of environmental goods and services by valuing resources. Thus, the objective of the article is to analyze biodigesters as a technique to transform livestock waste into energy from two case studies in Buenos Aires-Argentina, to weigh biodigestion as a technique. Data from secondary and primary sources were triangulated and the studies allowed an approximation to reality from the contrast of data with the experiences analyzed.

Keywords:

Bioenergy; Environment; Argentina.

Forma de citar: Chomicki, C., Decunto, V., Nogar, A.G. (2020). La biodigestión anaeróbica como oportunidad para generar bioenergía descentralizada en Argentina. *RedBioLAC*, 4, 28-32.

Introducción

Las iniciativas que estimulan el aprovechamiento de recursos renovables para sustituir fuentes fósiles e incluir a los pobres energéticos en pos de la transición energética, ganan visibilidad en un contexto en el cual el calentamiento global es el principal desafío ambiental planetario. En este escenario los proyectos de co-construcción de estrategias energéticas territoriales enfrentan desafíos técnicos (innovación), sociales (apropiación), financieros (sostenibilidad y rentabilidad) y políticos (gobernanza). La biodigestión anaerobia se encuentra entre esos instrumentos. En este escrito se propone analizar los biodigestores como instrumento para transformar los residuos pecuarios en energía, a partir de dos casos de estudio en Buenos Aires-Argentina, para ponderar la biodigestión como técnica. Los obstáculos forman parte del proceso, aun así, esta tecnología es una oportunidad frente a la criticidad y limitaciones de los sistemas centralizados dependientes de hidrocarburos. En Argentina son varios y diversos los casos de biodigestores. Pueden identificarse proyectos de baja potencia, como el biodigestor localizado en el establecimiento agroecológico “Naturaleza Viva”, en la provincia de Santa Fe, que emplea residuos vacunos y porcinos para generar 20 m³ de biogás por día; así como proyectos de mayor envergadura, tal es el caso de Bioenergía Yanquetruz, en la provincia de San Luis, que, con base en efluentes porcinos, forrajes de maíz y de

sorgo genera 1,20 MW de energía eléctrica (Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura, 2020).

En este artículo se abordará el caso de Carlos Tejedor, en el cual, el biodigestor genera 1 mega diario, el equivalente al consumo de unas 100 familias y 35 m³ de efluentes/biofertilizantes/día. El segundo caso de estudio es en Los Pinos, Balcarce. Es un proyecto piloto en ejecución que proveerá de biogás para cocción a 10 familias empleando residuos pecuarios avícolas y porcinos.

Descripción del caso

El trabajo reúne avances de investigaciones individuales y colectivas, con eje en la producción de bioenergía a partir de residuos pecuarios. Se basa en un abordaje metodológico cuali-cuantitativo y un enfoque integral, que permite dar cuenta de la manera en que se articulan los actores, recursos y dispositivos (técnicos, económicos, políticos) creando espacios y mecanismos para activar las mutaciones. Las diferentes etapas de trabajo a veces secuenciales, otras simultáneas, otras recurrentes; posibilitaron los estudios holísticos de casos (Martínez Carazo, 2006): Caso 1: Planta de biogás en Carlos Tejedor, Buenos Aires. Caso 2: Proyecto piloto de producción de biogás en Los Pinos a partir de residuos avícolas y porcinos (Figura 1).

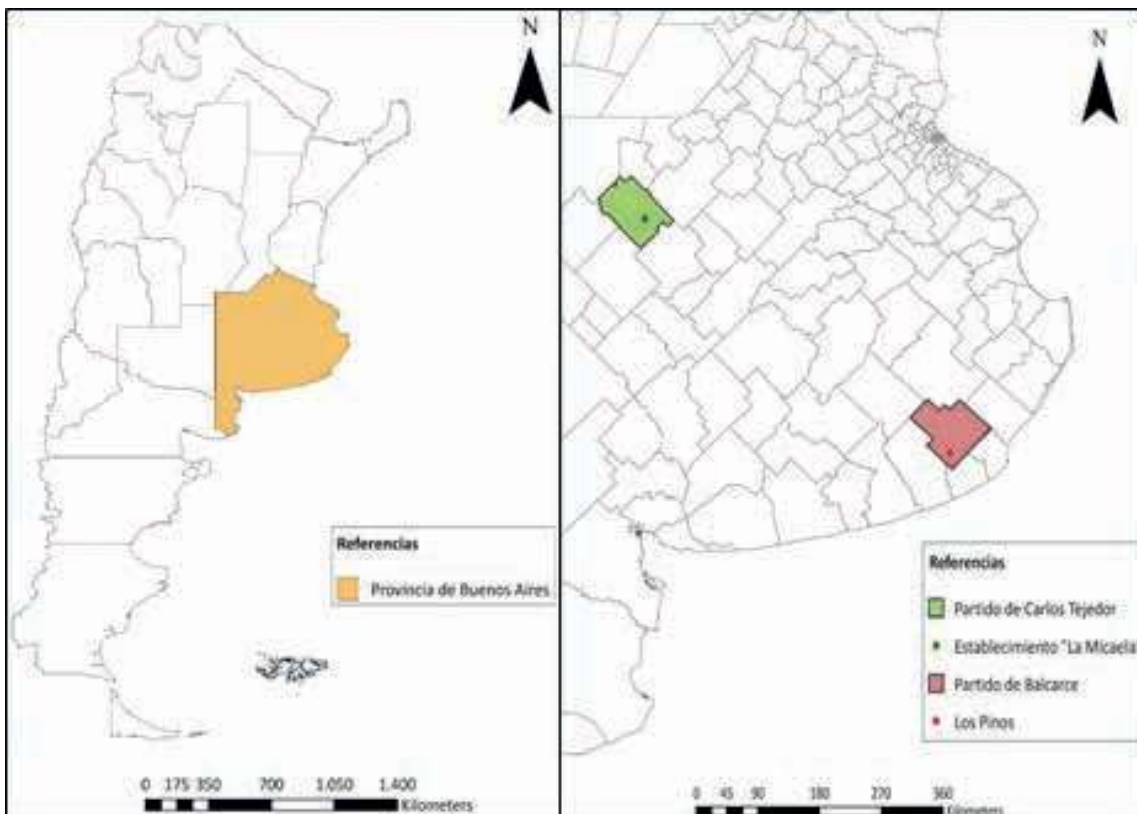


Figura 1 | Localización de Carlos Tejedor y Balcarce. Fuente: Elaboración propia.

Carlos Tejedor (Caso 1)

El desarrollo del biodigestor en la unidad ganadera (500 animales) surgió en el marco del Programa Provincial de Incentivos a la Generación de Energía Distribuida (PROINGED) y del Sistema de Transacciones Físicas y Económicas de Energía Eléctrica Distribuida (SISTEED). En este marco institucional con articulaciones multiactores el proyecto produce biogás y biol a partir de la reutilización de residuos del feedlot. El biodigestor utilizado es de mezcla completa o continua, de paredes y piso de hormigón. Está forrado con lana de vidrio para mantener temperatura, con sistema de doble membrana de PVC, cámara de aire para lograr un mejor aislamiento, mientras que hay otra membrana que varía con la presión del metano. La cañería de alimentación es por donde circula un fluido de calefacción para aumentar los valores térmicos (Figura 2).

Diariamente, se barre el estiércol bovino hacia un colector central para ajustar y homogeneizar en la cámara de recepción. Luego se inserta con una bomba estercolera en el biodigestor donde se produce la descomposición de la materia a partir de las bacterias anaerobias con la temperatura y agitación adecuadas, parámetros que se controlan diariamente. El sustrato está en el verano con 35-36 grados de temperatura y en invierno con 30 grados. El biogás generado pasa por tres procesos de acondicionamiento previo a la inyección a la red: 1- Disminución del SH₂ ácido sulfhídrico (con chips de madera reducen el contenido de SH₂); 2- Eliminación de impurezas (filtro de carbón activado); 3- Reducción de humedad (lecho de sílice, contenedor de acero inoxidable, reduce la humedad presente en el biogás a niveles aptos para su utilización como combustible). La presión del biogás producido se aumenta desde un soplador mientras que el transformador baja la potencia de un valor entre

380 V a 300-200 V para incorporar la bioenergía a la red de distribución.

Balcarce. Los Pinos (Caso 2)

En este asentamiento de rango menor localizado en el Partido de Balcarce, desde 2017 se está llevando a cabo un proyecto piloto de un biodigestor de concreto (Figura 2), de rango mesofílico, de 100 m³, de mezcla completa, 6 metros de diámetro y 3,6 metros de altura; el cual ha sido financiado mayoritariamente por el Instituto Wuppertal de Alemania, a través de una convocatoria a nivel mundial para proyectos demostrativos de soluciones energéticas renovables a pequeña escala, lanzada en 2015. El proyecto cuenta con la participación de diversos actores que operan multiescalarmente: investigadores, actores públicos, privados, productores pecuarios y la Cooperativa. La unidad de producción será abastecida con residuos avícolas y porcinos provenientes de establecimientos instalados en el asentamiento. Considerando que sus residentes desempeñan principalmente actividades productivas, como la cría de cerdos o aves, el biodigestor también implica una estrategia de gestión para los residuos pecuarios, los cuales carecen de un tratamiento adecuado. De hecho, la comunidad ha realizado reiterados reclamos por la presencia de moscas y olores desagradables que tendrían su origen en la inadecuada disposición de los residuos. Una vez en funcionamiento, el biogás será acondicionado e inyectado a una red de la cual formarán parte 10 domicilios (un 5% del total) y permitirá proveer bioenergía a 10 cocinas anafes.

A su vez, desde el grupo científico llevan a cabo investigaciones para poder emplear el lodo residual (subproducto de la biodigestión) como biofertilizante. En un principio, la fracción sólida se compostaría con otros residuos orgánicos mientras que la líquida, previo tratamiento, sería utilizada como agua de riego.



Figura 2 | Izquierda, biodigestor en Los Pinos (Balcarce); derecha biodigestor en Carlos Tejedor. Fuente: Elaboración propia. Trabajos de campo realizados en 2017 y 2019.

Resultados y lecciones aprendidas

Los estudios de caso posibilitaron una aproximación a la realidad a partir de la contrastación de datos. De este modo, los resultados –si bien no generalizables– han permitido la construcción de síntesis acerca de las bondades y de los obstáculos de la biodigestión. Cabe mencionar que en el estudio se menciona al actor clave, que es un entrevistado calificado, quien otorgó información al proceso de investigación, pero que no se puede revelar su identidad.

Carlos Tejedor (Caso 1)

Según el estudio realizado (Caso 1) el 38% de los entrevistados sostiene que la articulación estado-cooperativa-privado es compleja y complejiza el proceso. “No hay desarrollo sin Estado, el Estado tiene que intervenir, pero no meterse demasiado (...), si otros países lo pueden hacer, ¿Por qué nosotros no?” (actor clave). La falta de legislación sumado a los escasos antecedentes en Argentina, ralentizaron el proceso aún más. Por otro lado, las cuestiones técnicas implican caminos de ajuste y desajustes en los parámetros, por ello se instalaron 6 cámaras para el registro de los parámetros, como la agitación. Para la alimentación de los animales un entrevistado expone: “Mañana y tarde alimentamos a los animales, una vez le cambié la alimentación y me di cuenta de que cambió el rendimiento de biogás, pero me llevó tiempo darme cuenta y ahí les cambié la vida a las bacterias”.

La inversión en infraestructura mejoró la higiene en el lugar y el estado general de los animales, “Después de pensar en la fertilización y energía hay otro tema que tienen en la cabeza muchos los feedlots que es lo de hacer hormigón porque están cansados del barro (...). Acá los animales están en mejores condiciones” (actor clave). Por otro lado, el riesgo que representa en seguridad e higiene esta tecnología no fue mencionada, pero es necesario tenerlo en cuenta. Las paredes y el piso de hormigón presentan problemas estructurales que requiere mantenimiento y control para evitar explosiones. Respecto a la comercialización del biofertilizante, el actor estaba interesado en un comienzo, pero diferentes obstáculos burocráticos impidieron que lo lograra “El biofertilizante no lo puedo comercializar, quiero comercializarlo porque es natural y sé que se vende, (...) SENASA no me lo autoriza, todo es un problema y esto se tiene que solucionar. Se lo comenté a los secretarios del ministerio de producción y todavía nadie hizo nada (...). Es un producto que le va a llamar la atención a la gente”. Pese a los obstáculos, los resultados del biodigestor son motivadores: a- tratamiento de 250 kg diarios de estiércol, se generan 800 m³ diarios de biogás con una potencia de 70 kW, es decir, 1000 kW- 1 mega diario; b- se genera 35 m³ de efluentes/biofertilizantes/día que se distribuyen en la unidad productiva con una máquina estercolera en reemplazo de los componentes químicos; se sigue analizando su calidad y posible comercialización; c- se inyecta a la red, a través

de la Cooperativa Eléctrica, con una potencia de 70 kW, el equivalente al consumo de unas 100 familias lo cual representa 30 mil kW por mes, que no se compran a la empresa de energía distribuidora del Norte S.A. (EDEN).

Los Pinos

Los obstáculos financieros y la devaluación dilataron la concreción del proyecto. Si bien se han recibido subsidios (Municipio, Provincia y Nación) han sido destinados a gastos no previstos, como la construcción de un cerco perimetral. De esta manera, el agotamiento de los recursos económicos surge como el principal obstáculo a sortear. Otras dificultades identificadas han sido: poca experiencia en la construcción de biodigestores, frágil involucramiento de la población en el proyecto, entre otros. Sin embargo, en este entramado se destacan impactos positivos: la conformación de un equipo de trabajo de carácter interdisciplinario e interinstitucional, la construcción de un biodigestor de menor escala en la escuela del asentamiento, la conformación de una Cooperativa, el empleo de mano de obra, la adquisición de insumos de industria nacional. Otro de los impactos positivos es el empleo de residuos pecuarios para la obtención de energía, lo que brinda una posible solución a su disposición final (Griffa *et al.*, 2018). Por otro lado, el funcionamiento del biodigestor permitirá una disminución en la emisión de gases de efecto invernadero. Diversos actores claves entrevistados han dado cuenta del empleo de gas natural envasado para la satisfacción de sus necesidades energéticas. Uno de ellos expresa “Al ser mi casa más grande, tengo tres estufas alimentadas con garrafas de 10 Kg y el tubo de gas para el termotanque y la cocina, además de un hogar a leña. En invierno las garrafas me duran cuatro días” (actor clave, 2019). Reemplazar parcialmente una fuente energética fósil (gas natural) por una fuente renovable (biogás) contribuirá en el sentido anteriormente expuesto.

Otro aspecto positivo será la generación de energía de manera descentralizada. La comunidad consumirá parte de la energía que ella misma producirá. Esto permitirá la diversificación de las actividades en el territorio y la revalorización de recursos locales.

El último aspecto para destacar se refiere a que el proyecto, si logra concretarse, puede convertirse en el punto de partida para otros similares, considerando que la inadecuada gestión de residuos pecuarios y el limitado acceso energético son problemas presentes en varios asentamientos rurales. La directora del proyecto ha expresado que el mismo “busca comenzar a transformar la política pública de apoyo y promoción de biodigestores en pueblos rurales. Con los biodigestores se puede contribuir a la solución de dos problemas de manera simultánea: contaminación y escasez energética. Al mismo tiempo, si los proyectos se trabajan en conjunto con la comunidad, sirven para generar mayor conciencia sobre la importancia del cuidado del medio ambiente” Directora del proyecto “Biogas Demonstration

Unit for the sustainable rural energy development in humid Pampas of Argentina” (Wuppertal Institute, SEPS Projects).

Conclusiones y recomendaciones

Generar energía sin aumentar los gases efecto invernadero, promulga avanzar en la transición hacia un modelo descarbonizado y a pequeña escala con instrumentos técnicos, económicos y regulatorios que acompañen el proceso. Generar energía y biol a partir de residuos y que se transformen en beneficio para el productor, el ambiente y para hogares localizados en cercanía de las fuentes; es una oportunidad y una realidad. La producción de bioenergía, se expresa a priori como una solución al tratamiento de los residuos pecuarios en un entorno en el cual la demanda de fuentes energéticas no fósiles está en crecimiento. Los biodigestores en análisis se localizan en territorios con potencialidades y necesidades expresadas diferencialmente, gestionadas a partir de negociaciones que se pronuncian desde dispositivos de usos (soporte), redes de servicio (distribución) y redes de comando que optimizan el uso de las infraestructuras (teleinformática); todo ello en conjunción para producir bioenergía. La interacción de

funciones y la articulación de intervenciones muestra el desarrollo de experiencias innovadoras de gestión en torno a proyectos de generación distribuida. Su contribución es valiosa en las escalas locales para activar y sostener iniciativas en pos de la transición energética.

Referencias

- Griffa, B., Marcó, L., & Goldstein, E. (2018). Producir electricidad con biomasa: beneficios, experiencia y actualidad en Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas - UNNE*, 19, 67-79. <https://doi.org/10.30972/rfce.0192858>
- Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura, Secretaría de Energía, Ministerio de Desarrollo Productivo, & Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. (2020). *Lecciones aprendidas en proyectos de biomasa y biogás en la Argentina* (N.º 8). Disponible en: http://www.probiomasa.gob.ar/_pdf/lecciones-aprendidas-proyectos-biomasa-biogas-argentina.pdf

Análisis del estado del arte de las políticas nacionales para el tratamiento de la FORSU mediante digestión anaerobia en Brasil y en México

Estudio de caso



Rodolfo Daniel Silva-Martínez^{1*}; Alessandro Sanches-Pereira^{1,2,3}; Abel Clemente-Reyes⁴; Marcela Vincoletto-Rezende⁵

¹Universidade de São Paulo; ²Instituto 17 São Paulo; ³Curtin University Sustainability Policy Institute;

⁴Asociación Mexicana de Biomasa y Biogás, A.C.; ⁵Asociación Brasileña de Biogás.

*rodolfo.silva.m@usp.br

Resumen

En Brasil y en México se han instalado cientos de biodigestores de mediana y gran escala para el tratamiento de diversos sustratos y efluentes, sin embargo, son pocos los casos en que se procesa la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) mediante este método. En ambos países se cuenta con un marco legislativo donde se propone la implementación de biodigestores, sin embargo, estas políticas han sido poco atendidas, siendo actualmente la FORSU enterrada, quemada o enviada a tiraderos. Aunado a esto, aún existen varias brechas que inhiben su implementación a una tasa significativa. En este artículo, se presenta el estudio de caso de estos países, con base en el análisis de su respectivo marco legislativo, estrategias y programas gubernamentales en la materia. Así, se detectaron las oportunidades y potencialidades para una gestión política adecuada para el tratamiento y aprovechamiento de la FORSU mediante biodigestores a mediana y gran escala.

Palabras clave:

Brasil; México;
Digestión Anaerobia;
Biodigestores; Biogás;
Análisis de Políticas;
Fracción Orgánica
de Residuos Sólidos
Urbanos.

Analysis of the state of the art of national policies for the treatment of the OFMSW through anaerobic digestion in Brazil and Mexico

Abstract

In Brazil and Mexico, hundreds of medium and large-scale biodigesters have been installed for the treatment of various substrates and effluents; however, there are only few cases in which the Organic Fraction of the Municipal Solid Waste (OFMSW) is processed by this method. In both countries, there is a legislative framework that proposes the implementation of biodigesters; however, these policies have been little heeded, with OFMSW currently being buried, burned or sent to landfills. In addition to this, there are still several gaps that inhibit their implementation at a significant rate. This article presents the case study of these countries, based on the analysis of their respective legislative framework, strategies and government programs on the matter. Thus, lastly presenting the opportunities and potentialities for an adequate political management for the treatment and use of OFMSW through medium and large-scale biodigesters.

Keywords:

Brazil; Mexico;
Anaerobic Digestion;
Biodigesters; Biogas;
Policy Review;
Organic Fraction
Municipal Solid Waste.

Forma de citar: Silva Martínez, R. D., Sanches Pereira, A., Reyes, A. C. & Vincoletto Rezende, M. (2020). Análisis del estado del arte de las políticas nacionales para el tratamiento de la FORSU mediante digestión anaerobia en Brasil y en México. *RedBioLAC*, 4, 33-38.

Introducción

La necesidad imperativa de implementar y diseminar biodigestores para el tratamiento de la FORSU, surge de los impactos ambientales, sociales y de salud pública causados por prácticas tradicionales de disposición de residuos orgánicos en tiraderos y rellenos sanitarios. Prácticas que a su vez causan un ineficiente uso de las materias primas, energía y áreas urbanas.

En Brasil, actualmente en 60% de los municipios se disponen los residuos en lugares impropios, principalmente tiraderos o rellenos pobremente gestionados (Palmeira-Zago & de Vasconcelos-Barros, 2019). En México existen 238 rellenos sanitarios y 1643 tiraderos a cielo abierto, en muchos de ellos la disposición es inadecuada y representa un riesgo a la salud de la población y al medio ambiente (SEMARNAT, 2019). Por otra parte, en ambos países, hasta ahora se han instalado cientos de biodigestores de mediana y gran escala para el tratamiento de diversos sustratos y efluentes orgánicos, sin embargo, la gran mayoría son en el sector rural, y los casos en que se procesa con éxito la FORSU mediante este método son escasos (Gutierrez, 2018; PROBIOGÁS, 2016). En ambos países, el tratamiento de estos residuos mediante biodigestores ya tuvo las primeras manifestaciones en sus respectivos marcos legislativos, con la promulgación de varias leyes y planes de gobierno que incentivan la implementación de estas tecnologías. Aunado a esto, actualmente existen varios esfuerzos e iniciativas para crear nuevas normativas nacionales, ya que aún hay brechas legales, financieras, operativas y de gestión que inhiben el adecuado tratamiento de la FORSU a una medida significativa, siendo los rellenos sanitarios y tiraderos, la práctica más común para disponer estos residuos.

Descripción del caso

A continuación, se presenta el estudio de caso de Brasil y México, con base en el análisis del estado actual de sus respectivos marcos legislativos, en relación al tratamiento de la FORSU mediante tecnologías de digestión anaerobia (DA). Esto, con la finalidad de descubrir sus limitantes y aciertos; y a su vez, compartir los logros alcanzados y aprendizajes con otros países de la región de América Latina y el Caribe. Para tal propósito se adoptó el “Método de Investigación de Archivo”, siguiendo los pasos que se listan a continuación:

1. Definición de fuente y unidad de análisis: la revisión incluyó el marco legislativo, estrategias y programas gubernamentales en relación con el tratamiento de la FORSU mediante tecnologías de DA.
2. Muestreo: se realizó la recopilación de las políticas e información secundaria de diversas entidades nacionales e internacionales, cuyo resultado fue la compilación de varias leyes y documentos.
3. Filtrado y ensamblaje de evidencia: una vez definida la primera muestra de documentos y archivos, se filtraron de acuerdo con su relevancia en la temática.
4. Análisis de la información: con la información obtenida se realizó un análisis para definir las políticas relevantes, así como las razones de la falta, o la implementación deficiente de los sistemas de DA en ambos países, al igual que sus potencialidades para su implementación y diseminación.



Figura 1 | Planta de tratamiento de residuos de restaurantes, frutas y otros orgánicos en Foz de Iguazú, Brasil. Centro Internacional de Energías Renovables, CIBiogás.

Resultados y lecciones aprendidas

En Brasil, en el 2018 fueron generados 79 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) (Abrelpe, 2019). En México, en el 2019 se generaron más de 44 millones de toneladas de estos residuos SEMARNAT, 2019. Del total generado, la fracción orgánica es mayor al 50% en ambos casos (Ministério do Meio Ambiente, (Ministério do Meio Ambiente, 2012) SEMARNAT, 2015). Con ello se vislumbra un gran potencial para su adecuado tratamiento y producción de bioenergía.

En estos dos países, se ha desarrollado un marco legislativo, programas y estrategias que atienden el tratamiento de la FORSU mediante biodigestores, así como la producción de biocombustibles.

A continuación, se presenta una síntesis de estas políticas, y su análisis para determinar el potencial para la adecuada implementación de biodigestores.

Políticas sobre la gestión integral de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

En Brasil, conforme a lo dispuesto en la Política Nacional de Residuos Sólidos, promulgada en el 2010, únicamente los materiales que no poseen viabilidad técnica y económica de aprovechamiento deben ser destinados a rellenos sanitarios. Claramente, esto no incluye a la fracción orgánica (entre los varios materiales reciclables); así se evita su pérdida, y se reduce el impacto social y ambiental asociado a su disposición inadecuada. A su vez, dentro de los objetivos de esta política, se encuentra la adopción, el desenvolvimiento e incentivo al uso de sistemas y tecnologías para el reaprovechamiento de los residuos sólidos.

Sin embargo, esta política hace poco énfasis en la implementación de biodigestores, y es hasta un año después, con la elaboración del Plan Nacional de Residuos Sólidos (PNRS), cuando se genera una directriz para el aprovechamiento energético de la FORSU mediante el biogás generado en biodigestores, así como a partir de procesos de compostaje. Igualmente se menciona la utilización del digestato resultante como compuesto orgánico con fines agrícolas. En este PNRS, también se crea una estrategia para poner a disposición recursos financieros e incentivos fiscales para la implementación de nuevas unidades de compostaje, rellenos sanitarios y biodigestores. Además, para comenzar a realizar actividades de concientización social para la segregación adecuada de los residuos en su origen.

Aunado a estas políticas, en relación con el adecuado tratamiento de residuos y saneamiento, también se cuenta con el Plan Nacional de Saneamiento Básico (PLANSAB), 2019, que establece las estrategias para la gestión de los servicios de saneamiento básico, y promueve

mejorar la eficiencia de los sistemas sanitarios mediante el aprovechamiento energético del biogás. Propone, para el 2023, ampliar la colecta selectiva, reciclaje y aprovechamiento energético de la FORSU, y, establece como meta el tratamiento del 2,8% de estos residuos mediante compostaje o DA, y el 10,4% hasta 2033. Esto, a su vez con el propósito de cumplir con las metas para la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

En el caso de México, la legislación federal y la de algunos estados (Estado de México, Nuevo León, Puebla, y otras municipales), se prevé un manejo adecuado de residuos. En la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos, 2018, se realiza una clasificación de los residuos orgánicos e inorgánicos con el objetivo de facilitar su segregación, así como su disposición en rellenos sanitarios o confinamientos controlados. Esta ley especifica que las normas mexicanas establecerán las condiciones que deben reunir las instalaciones y los tipos de residuos que puedan disponerse en ellas, así mismo, plantearán en qué casos se puede aprovechar el biogás generado.

La Ley General de Cambio Climático, 2018, promueve el aprovechamiento del potencial energético contenido en los residuos, teniendo como propósito la mitigación de gases de efecto invernadero, mediante la gestión integral de los residuos, así como la generación de energía. Con ello, estipula la reducción de emisiones en el sector residuos, mediante el desarrollo, construcción e instalación de infraestructura adecuada, llamada biodigestores, en centros urbanos de más de cincuenta mil habitantes, para minimizar y valorizar los residuos sólidos urbanos. En concordancia, acciones más concretas se consideran en la Estrategia Nacional de Cambio Climático, 2015, la cual impulsa la participación del sector privado en proyectos de separación, reutilización, reciclaje de desechos, así como el desarrollo de plantas de biogás para el manejo integral de los residuos sólidos.

Algunas problemáticas identificadas en la gestión de residuos en México, es que actualmente no se cobra, o se realizan cobros mínimos, por la disposición de la FORSU en los tiraderos o rellenos sanitarios, lo cual representa dificultades al no recaudar contribuciones para la implementación de programas y tecnologías para su tratamiento adecuado. Otro problema lo constituye la falta de una organización eficiente en varios de los sindicatos de pepenadores (recolectores informales) y trabajadores de limpieza, ya que muchas veces surgen trabas para que se automaticen o mejoren los sistemas de gestión de RSU.

Políticas sobre bioenergía y biocombustibles

En Brasil, en el 2017, el Plan Decenal de Expansión de Energía, incluyó por primera vez al biogás en sus objetivos de expansión de energía eléctrica. Este plan contempla el aprovechamiento energético del biogás, al considerar que la

mayor producción de este, se encuentra en la utilización de los residuos agropecuarios, principalmente sucroenergéticos, a través de la biodigestión de la vinaza y la torta de filtro. Además, tiene en cuenta varios sustratos agroindustriales y urbanos para ser utilizados en la producción significativa de biogás.

También en el 2017, es instituido el programa nacional *RenovaBio*, que establece metas nacionales anuales de descarbonización para el sector de biocombustibles, y así contribuir al cumplimiento de los compromisos de Brasil en el Acuerdo de París. Esto, para incentivar el aumento de la participación de los biocombustibles de un 6% a 18% en la matriz energética en el país (*RenovaBio*, 2017); específicamente el bioetanol, biodiésel y el biogás.

En el caso de México, en la Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos, 2008, se busca impulsar el desarrollo sustentable y uso eficiente de bioenergéticos. Esto a través de la Comisión de Bioenergéticos formada por las dependencias: SAGARPA (ahora SADER), SENER y SEMARNAT. Se establece que estas Secretarías, en conjunto con los gobiernos estatales, promoverán la creación de infraestructura para la producción de bioenergéticos, con incentivos para el desarrollo de esta industria. En la Ley de la Transición Energética, 2015, y la Ley de los Órganos Reguladores Coordinados, en Materia Energética, 2014, se fomenta la producción, transporte almacenamiento y distribución de energía a partir de los bioenergéticos.

Más recientemente, en el 2019, surgió la estrategia nacional llamada “Estrategia de Transición para Promover el Uso de Tecnologías y Combustibles más Limpios”, la cual desarrolla acciones que inciden en la regulación y promoción de tecnologías de biogás. Además, fomenta el aprovechamiento de los residuos sólidos rurales mediante biodigestores y promueve el uso y adquisición de bioenergéticos en las empresas del sector público, al igual que evalúa el establecimiento de programas de financiamiento e incentivos para el sector privado para el aprovechamiento energético de los RSU.

Otras leyes, estrategias y decretos complementarios

En Brasil, se han emitido algunos otros decretos y regulaciones estatales en relación con el aprovechamiento y calidad del biogás y biometano. En la región centro-sur del país, el biogás es un recurso ampliamente aprovechado en el sector agroindustrial. Estados como Goiás, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande del Sur, Santa Catarina, y São Paulo, cuentan con políticas de biogás y biometano, las cuales incluyen en sus textos la problemática de los RSU. Por ejemplo, el Decreto 58.659, emitido en el 2012, en Rio de Janeiro, que regula el porcentual de biometano al gas canalizado en el Estado. También en el Programa Paulista de Biogás, emitido en el mismo año, se pretende incluir definitivamente al biogás en la matriz energética

estatal. Y la deliberación 744/2017 en donde se disponen las condiciones de distribución del biometano en la red de gas en el estado de São Paulo. El estado de Ceará actualmente cuenta con la única planta del país que inyecta el biometano a la red de gas canalizado (Decreto 32.600).

Además, a nivel nacional, en el 2015 se decreta la resolución ANP 8, que especifica la calidad del biometano oriundo de productos y residuos orgánicos agrosilvopastoriles y comerciales; y la resolución ANP 685/2017, que trata sobre el control de calidad y especificaciones del biometano oriundo de rellenos y estaciones de tratamiento de aguas residuales.

En México, en el 2014, surgen los Centros Mexicanos de Innovación en Energía (CEMIE) que tienen como uno de sus objetivos la generación de bioenergía mediante tecnologías de DA. Otras leyes complementarias son: la reciente Política Cero Residuos de la SEMARNAT (Visión nacional hacia una gestión sustentable: Cero residuos, 2019), la cual fomenta evitar el desperdicio de alimentos, y el aprovechamiento del potencial orgánico y energético de los residuos. Las metas NDC's del acuerdo de París igualmente promueven el tratamiento biológico de la FORSU para disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero en ambos países.

Conclusiones y recomendaciones

En Brasil y en México, actualmente existe un marco legislativo, coherente con varias leyes, estrategias y programas que promueven la implementación de biodigestores para el adecuado tratamiento y aprovechamiento energético de la FORSU. No obstante, estos mandatos y regulaciones aún son generales y poco atendidos, siendo esta fracción mayormente enterrada, quemada o enviada a vertederos, sin desarrollar su considerable potencial energético y de materiales (p.ej. biofertilizantes). Son pocos los casos en los que se ha logrado el aprovechamiento energético de estos residuos en rellenos sanitarios – se detectaron 9 para el caso de Brasil – Barbosa-Nascimento *et al.*, 2019 y – 8 para México – (GIZ México, 2018). Por tal razón, este tipo de residuos orgánicos aún no son contemplados en normativas particulares, y por ende, no se han diseñado acciones específicas para implementar a nivel nacional su tratamiento y descarte adecuados.

Dos de las políticas destacables en la materia y que podrían servir de aprendizaje, son: para Brasil el Plan Nacional de Residuos Sólidos, en el cual ya se genera una directriz para el aprovechamiento energético de la FORSU mediante biodigestores. En México, la Estrategia de Transición para Promover el Uso de Tecnologías y Combustibles más Limpios, la cual desarrolla acciones en bioenergía que inciden en la promoción de tecnologías de biogás para el tratamiento de la FORSU.

De este modo, para desarrollar el potencial de tratamiento adecuado de la FORSU mediante DA en ambos países, se considera que los estados deberán incentivar y crear las condiciones habilitantes para atender lo siguiente:

- Elaborar e implementar nuevas normativas que desarrollen medidas más específicas y coercitivas para el adecuado tratamiento de la FORSU mediante biodigestores, así como la regulación y el aprovechamiento del biogás y biometano.
- La segregación de los residuos en su origen, es crucial para el tratamiento eficiente en el biodigestor, así como la producción de biofertilizantes libres de contaminantes. Para esto, la participación ciudadana es indispensable, al igual que la recolección municipal selectiva.
- Incentivar la participación del sector privado mediante convenios público-privados en proyectos de separación, reutilización y reciclaje de desechos; así como el desarrollo de biodigestores.

- Lograr un mayor recaudo por la disposición de residuos en tiraderos y rellenos; para realizar inversiones en tecnologías de biodigestión con los tributos obtenidos.
- Considerar formalmente a los sindicatos de pepenadores, catadores y trabajadores de limpieza, en la red de gobernanza para que sean remunerados adecuadamente.
- Otras acciones consideradas esenciales son: reducir la generación de residuos, conocer y rediseñar la fracción rechazada para reducirla, desarrollar una cadena de valor; estimular agencias de financiamiento; y expandir las redes de distribución de productos.

Casos como los biodigestores instalados en Curitiba (CS Bioenergía, 2019) y Foz de Iguazú (Portal Saneamento Básico, 2019) en Brasil, y, Atlacomulco y Milpa Alta (GIZ México, 2018) en México, demuestran la viabilidad técnico-económica de estos proyectos en la región, los cuales pueden servir como pauta para próximos proyectos.



Figura 2 | Planta de tratamiento de la FORSU, aguas residuales y residuos cárnicos en Atlacomulco, México. Asociación Mexicana de Biomasa y Biogás, A.C.

Los beneficios obtenidos por la utilización de biodigestores para el adecuado tratamiento de la FORSU son diversos y ampliamente divulgados; sin embargo, aún existen varios retos técnicos, financieros y políticos, por lo cual se requieren acciones más específicas para su implementación.

Agradecimientos

La realización de este trabajo se logró gracias al apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), México.

Agradecemos también a la Dra. Leidiane Ferronato Mariani, a la Profesora. María Fernanda Gómez Galindo y al Profesor Antonio Sampaio Baptista, por su apoyo durante el desarrollo de este proyecto.

Referencias

- Abrelpe. (2019). *Brasil produz mais lixo, mas não avança em coleta seletiva*. <http://abrelpe.org.br/brasil-produz-mais-lixo-mas-nao-avanca-em-coleta-seletiva/>.
- Barbosa-Nascimento, M. C., Pimenta-Freire, E., Souza-Dantas, F. A. & Bortoletto-Giansante M. (2019). Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(1), 143-155. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019171125>.
- CS Bioenergia. (2019). *CS Bioenergia recebe autorização para operar a primeira usina de geração de energia com resíduos orgânicos*, <http://csbioenergia.com.br/cs-bioenergia-recebe-autorizacao-para-operar-a-primeira-usina-de-geracao-de-energia-com-residuos-organicos/>
- GIZ México. (2018). *Proyectos de aprovechamiento energético a partir de residuos urbanos en México*. <https://www.giz.de/en/downloads/giz2019-ES-EnRes-Proyectos-de-Aprovechamiento.pdf>
- Gutierrez, J.P. (2018). *Situación actual y escenarios para el desarrollo del biogás en México hacia 2024 y 2030, Morelia*. <http://rembio.org.mx/situacion-actual-y-escenarios-para-el-desarrollo-del-biogas-en-mexico-hacia-2024-y-2030/>
- Ministério do Meio Ambiente. (2011). *Guia para elaboração dos Planos nacional de resíduos sólidos*. Recuperado de: https://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/_arquivos/guia_elaborao_plano_de_gesto_de_resduos_rev_29nov11_125.pdf
- Palmeira-Zago, V. C. & de Vasconcelos-Barros, R. T. (2019). Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil : do ordenamento jurídico à realidade. *Eng Sanit Ambient*, 24(2), 219-228. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019181376>
- Portal Saneamento Básico. (2019). *Projeto de biometano feito por Itaipu dá certo e pode ser replicado por empresas privadas*. <https://www.saneamentobasico.com.br/projeto-biometano-feito-itaipu/>.
- PROBIOGÁS. (2016). *Viabilidade econômica de projetos de valorização integrada de resíduos sólidos urbanos com produção de biogás*, Brasília.
- RenovaBio. (2017). *Conheça este projeto de energias renováveis*. <https://www.youtube.com/watch?v=pqFgfWkRvYc>.
- SEMARNAT. (2015). *Informe de la situación del medio ambiente en México; compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave, de desempeño ambiental y de crecimiento verde*. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf
- SEMARNAT. (2019). *Visión nacional hacia una gestión sustentable: Cero residuos, 2019*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/435917/Vision_Nacional_Cero_Residuos_6_FEB_2019.pdf

Biogás e agricultura familiar no nordeste brasileiro: a experiência da ONG CETRA apoiada pela cooperação internacional no semiárido cearense

Estudio de caso



Gabriel Campelo Barros*; Mário Farias Júnior; Maria Neila Ferreira dos Santos; Francisca Cristina do Nascimento; Cássia Dias Pascoal; Maria Dalvanir e Silva Duarte.

Centro de Estudos do Trabalho e de Assessoria ao Trabalhador (CETRA).

*gabriel@cetra.org.br

Resumo

O semiárido no Brasil está espalhado por aproximadamente 12% do território nacional, onde predomina o bioma Caatinga, muito utilizado para extração de lenha e carvão vegetal, impactando negativamente a flora e a fauna. O CETRA (Centro de Estudos do Trabalho e de Assessoria ao Trabalhador) é uma organização sem fins lucrativos e tem difundido com apoio de entidades de cooperação internacional como FIDA e BENTO 50 AB, a tecnologia social do ‘Biodigestor Sertanejo’, que utiliza esterco oriundo da ovinocaprinocultura, suinocultura e bovinocultura para geração de biogás. Até o primeiro trimestre de 2020, cerca de 300 famílias receberam biodigestores, sendo 75% delas chefiadas por mulheres e 41% do total de beneficiários são jovens. A difusão da tecnologia social dos ‘Biodigestores Sertanejos’ tem garantido geração de energia, economia e renda, impulsionando o Ceará como uma referência na geração de biogás para a agricultura familiar no Brasil.

Palavras-chave:

Biogás; Biodigestores; Semiárido; Agricultura Familiar; Cooperação Internacional.

Biogas and family farming in the brazilian semi-arid: The CETRA NGO experience supported by international cooperation in the state of Ceará

Abstract

The semiarid region in Brazil is spread over approximately 12% of Brazil’s territory, where the Caatinga biome predominates. This biome is widely used for firewood and charcoal extraction, which negatively impacts flora and fauna. The CETRA (Center for Labor Studies and Workers’ Assistance) is a non-profit organization and has spread with the support and cooperation of international organizations such as IFAD and BENTO 50 AB, social technology “Biodigestor Sertanejo”, which uses manure from sheep, pig and cattle farming for the generation of biogas. By the first quarter of 2020, approximately 300 families had received biodigesters, 75% of which were headed by women and 41% of the total benefited are young people. The diffusion of the social technology of “Biodigestores Sertanejos” has generated energy, economy, and family income, making Ceará a model for the generation of biogas for family farming in Brazil.

Keywords:

Biogas; Biodigestors; Semiarid; Family Farming; International Cooperation.

Forma de citar: Campelo Barros, G., Farias Júnior, M., Ferreira dos Santos, M. N., do Nascimento, F. C., Dias Pascoal, C. & 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.

Introdução

O semiárido no Brasil ocupa aproximadamente 12% do território nacional, compreendendo 10 estados brasileiros e representando atualmente um total de 1,03 milhão de km² de extensão (Resolução nº 115, 2017). Entre as principais características edafoclimáticas da região citam-se as temperaturas predominantemente altas, precipitações pluviométricas concentradas em curto período, e uma vegetação em maioria xerófila, de fisionomia e florística variada denominada como ‘Caatinga’, representando cerca de 70% do total da cobertura vegetal no território (Kiill *et. al.*, 2019).

Estima-se que o bioma Caatinga originalmente compreendia um milhão de km² do semiárido, contudo, dados recentes afirmam que a região possui apenas 8,83% de sua área sob proteção de unidades de conservação (Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2016). Os motivos para a redução da zona preservada do bioma, que possui hoje cerca de 844 453 km² de extensão (Andrade & Dantas, 2020), deve-se a fatores políticos, socioeconômicos e estruturais que historicamente interferem na forma de utilização dos recursos naturais, entre eles, o desmatamento para fins agrícolas ou conversão em lenha e carvão vegetal.

A produção de lenha e carvão tem tido grande expressividade no Estado do Ceará, e, somente entre os anos de 2011 a 2016 foram 22 075 734 milhões de metros cúbicos de lenha e 66 083 mil toneladas de carvão vegetal produzidos (Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará -IPECE, 2017). Ambos são comumente utilizados por famílias agricultoras de base familiar no Estado, que hoje representam 75,5% dos estabelecimentos rurais do Ceará (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2017), e utilizam o subproduto da madeira, sobretudo, na geração de fogo para fins domésticos, devido ao alto preço do Gás Liquefeito de Petróleo (GLP) no comércio local. Entre as espécies arbóreas mais utilizadas, destacam-se o Marmeleiro (*Croton blanchetianus* Baill.) e o Angico (*Anadenanthere colubrina*), que possuem um alto potencial madeireiro e são de fácil acesso na região.

Contudo, a utilização da lenha e do carvão vegetal tem gerado inúmeros prejuízos às famílias agricultoras. A saúde é afetada devido a aspiração de forma involuntária de fumaça e cinzas oriundas da queima do material, impactando diretamente as mulheres rurais, que historicamente ainda são as principais responsáveis pelo trabalho doméstico e cuidados de crianças e idosos (Oliveira, 2019). Ademais, a prática também gera o aumento dos índices de desmatamento, sobretudo na parcela de terra dos próprios agricultores, além da danificação da habitação rural e dos materiais que tem contato direto com a queima da madeira, gerando prejuízos econômicos de médio a longo prazo.

Como alternativa ao uso da madeira para a geração de energia, diversas organizações no Brasil têm difundido

práticas conservacionistas e implementado tecnologias sociais nos últimos anos. Nesse sentido, a construção de biodigestores artesanais tem sido uma das principais alternativas para garantir a independência e melhoria da qualidade de vida das famílias agricultoras, visando a mitigação dos impactos prejudiciais da prática da queima da lenha e do carvão na vida das pessoas que vivem no campo.

O CETRA, em parceria com outras entidades da região Nordeste através da Rede ATER Nordeste e da Articulação do Semiárido Brasileiro – ASA, tem colaborado na difusão da tecnologia social no sertão cearense.

O presente estudo de caso tem como objetivo difundir a experiência do CETRA realizada com apoio da cooperação internacional, a partir de projetos desenvolvidos com a entidade Sueca BENTO 50 AB, e do Fundo Internacional de Desenvolvimento Agrícola (FIDA) na construção de biodigestores sertanejos para famílias agricultoras no sertão cearense.

Descrição do caso

Desde 2008, o CETRA tem construído Biodigestores Sertanejos no semiárido cearense, com início no Sertão Central por meio do Projeto Dom Hélder Câmara (FIDA), onde foram construídas unidades experimentais. A partir do ano de 2015 a tecnologia social foi amplamente difundida no Ceará, tendo o apoio da entidade sueca BENTO 50 AB, que colabora com o financiamento de biodigestores para famílias de pobreza extrema, em regiões semiáridas de países do eixo Sul através do projeto Biogás Sertão +100.

O Biodigestor Sertanejo é inspirado no modelo Indiano, com a utilização de materiais de fácil acesso, facilitando a replicação da tecnologia. O sistema é constituído por um alimentador, tanque de placas, campânula de fibra com volumes de 3 000 ou 1 000 litros e caixa de descarga com sistema de filtragem para acúmulo de biofertilizante (Figura 1), podendo ser alimentado com esterco proveniente da ovinocaprinocultura, suinocultura ou bovinocultura.

Até o ano de 2019, a parceria CETRA e BENTO 50 AB, havia construído cerca de 77 biodigestores em diversas comunidades rurais das regiões Norte e Oeste do Ceará, influenciando diretamente a incorporação da tecnologia social nos planos de investimento dos projetos de assessoria técnica e extensão rural executados pelo CETRA em parceria com o Governo do Estado do Ceará e o FIDA nestas regiões, do qual estão sendo executados até o ano de 2021.

Entre os anos de 2015 e o primeiro trimestre de 2020, cerca de 300 famílias foram beneficiadas com a tecnologia em 20 municípios cearenses através das ações institucionais do CETRA (Figura 2).

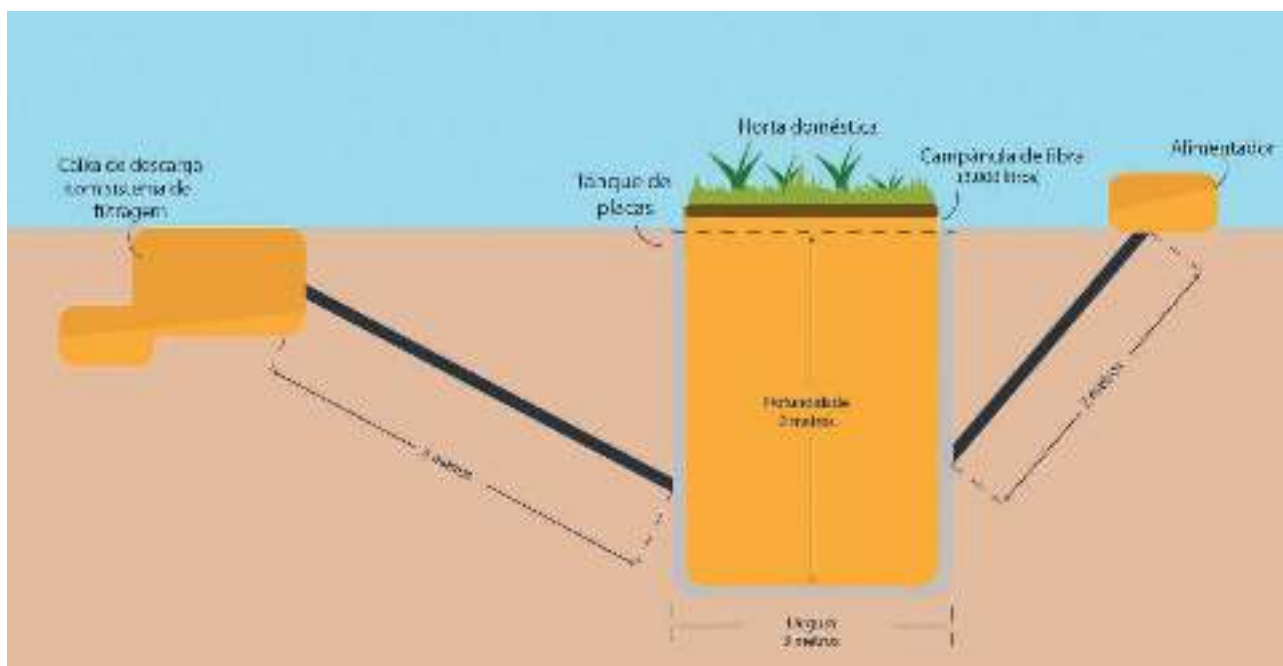


Figura 1 | Esquema de Biodigestor Sertanejo com campânula de fibra de 3 000 litros.



Figura 2 | Família de Márcia e Vanderlei, beneficiários do Biodigestor Sertanejo na comunidade Casa Forte, município de Sobral, região Norte do Estado do Ceará – Brasil. Fonte: Arquivo CETRA

A partir de dados cadastrais das 300 famílias beneficiadas, foi possível observar o perfil de faixa etária do núcleo

familiar e o impacto que a tecnologia tem na vida de mulheres chefes de família (Figura 3).

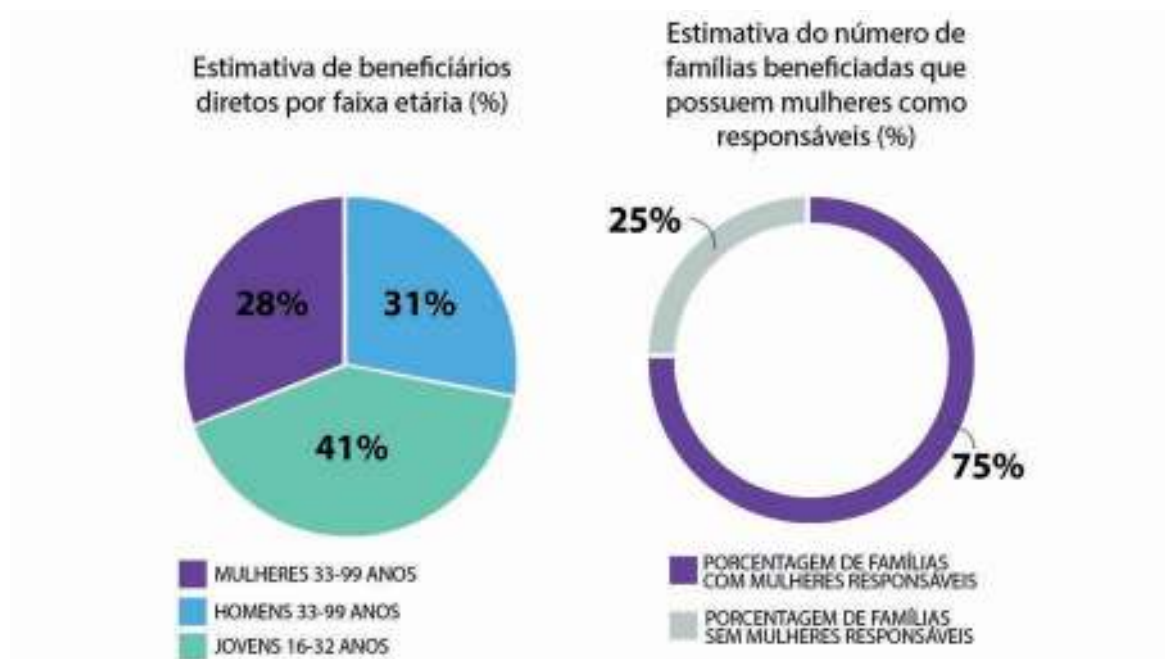


Figura 3 | Faixa etária do núcleo familiar e famílias com mulheres responsáveis.

Para fins de estimativa, foram consideradas todas as famílias que possuem pelo menos uma mulher como responsável familiar, sejam elas casadas, sozinhas ou mães solteiras. Entre as 300 famílias beneficiadas pela tecnologia até agora, 75% são chefiadas por mulheres. A experiência permitiu ainda o mapeamento do número de jovens entre 16 e 32 anos envolvidos diretamente com a tecnologia, considerando o núcleo familiar. Os jovens representam 41% do total de pessoas impactadas, somando quase metade do total de beneficiários.

Resultados e lições aprendidas

O uso dos biodigestores na agricultura familiar geram impactos positivos no meio ambiente, reduzindo a utilização da lenha e do carvão natural e criando autonomia diante da não utilização de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP), consequentemente, mitigando efeitos do desmatamento sob o Bioma Caatinga e reduzindo os impactos no efeito estufa.

A redução da queima da lenha e do carvão vegetal diminuem os riscos na saúde das famílias, pois o contato da fumaça e cinzas gerada pela queima de plantas arbóreas como o Marmeleiro, geram graves prejuízos ao sistema respiratório e ocular.

Além disso, ocorre a geração de economia pela não necessidade de compra do GLP e a geração de renda com

o uso do canteiro de hortaliças acima do biodigestor, contribuindo com a produção de alimentos saudáveis que podem ser consumidos e vendidos pela família, como podemos ver no relato das agricultoras.

“Mudou tudo. Só em não comprar mais gás já é um privilégio, na verdade nem sei qual o valor de um botijão de gás, essa foi a melhor coisa que o projeto nos beneficiou. Além do gás, ainda dá para plantar em cima da caixa, gerando renda para nossa família [com a venda de hortaliças].” (Márcia Monte, beneficiária do projeto em Sobral/CE)

“Sabemos que o número de doenças tem aumentado, e precisamos ter a garantia do que estamos comendo e produzindo, pois, uma alimentação saudável é a chave para termos uma longevidade. Neste contexto, os benefícios do biodigestor são muito eficazes, em razão, torna-se possível a autonomia e a segurança alimentar de diversas famílias, inclusive a minha.” (Gerlene Silva, jovem e beneficiária do projeto em Senador Sá/CE)

Todos estes benefícios terão impacto direto nas mulheres e jovens, que representam um número expressivo do total de pessoas alcançadas, segundo os dados do estudo. Através disso, os beneficiários ganham mais tempo com a redução do período de coleta de lenha, utilizando o tempo livre para outras atividades no agroecossistema familiar.

Conclusões e recomendações

A difusão da tecnologia social do Biodigestor Sertanejo tem mudado a vida de inúmeras famílias no semiárido cearense, garantindo energia, ao mesmo tempo em que fortalece o

compromisso com uma agricultura mais sustentável. Além disso, as vantagens econômicas e sociais representam uma grande vantagem da implementação da tecnologia, gerando maior autonomia energética e a redução dos impactos da pobreza e da fome no meio rural.

A parceria de entidades como a BENTO 50 AB e o FIDA junto ao CETRA foi imprescindível para a obtenção dos resultados descritos neste estudo de caso, possibilitando a disseminação da tecnologia, beneficiando muitas famílias agricultoras. A perspectiva é de ampliação de projetos como o Biogás Sertão +100 no Ceará, alcançando outras regiões do Estado.

Com a conclusão dos projetos em parceria com o Governo do Estado e o FIDA até o ano de 2021, a estimativa é que sejam cerca de 900 unidades de biodigestores construídos em diversos municípios a partir da ação institucional do CETRA, impulsionando o Ceará como uma referência na geração de biogás para a agricultura familiar no Brasil.

Referências

- Andrade, L. E. A. & Dantas, M. S. S. (2020). Áreas protegidas e sociobiodiversidade no Semiárido brasileiro. *Anuário Antropológico*, 45(1), 69-96. <https://doi.org/10.4000/aa.4938>
- Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará – IPECE. (2017). Ceará em números: 2017. Recuperado de http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_numeros/2017/index.htm
- Kiill, L. H. P., Pinheiro de Araújo, F., Barbosa dos Anjos, J., Fernandes-Júnios, P. I., Aidar, S. T. & Vieira de Souza. (2019). Biodiversidade da Caatinga como potencialidade para a agricultura familiar. En R. Freire de Melo, T. Vinhas Voltolini (Ed.), *Agricultura Familiar depende de chuva no Semiárido* (p. 15-43). Embrapa.
- Ministério da Economia. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2017). Censo Agropecuário 2017: Resultados definitivos. *Censo agropecuário*, 8(1), 1-105.
- Mattos, C. L. & Júnior, M. F. (2011). *Manual do biodigestor sertanejo*. Projeto Dom Hélder Câmara.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. (2016). *Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS 2010-2011 CAATINGA – Relatório técnico*. Brasília. Recuperado de <https://www.mma.gov.br/projeto-de-monitoramento-do-desmatamento-nos-biomas-brasileiros-por-satelite-pmdbbs.html>
- Oliveira, I. P., Alves Viana, A., Fernandes Cavalcanti, A., da Silva, J. E. & de Lima Silva, J. J. (2019). Produção de biogás no âmbito da agricultura familiar no Semiárido brasileiro como proposta de convivência e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas: a experiência da ONG Diaconia. *RedbioLAC*, 3, 29-32.
- Resolução nº 115 de 2017. Delimitação do Semiárido Brasileiro. Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE. 23 de novembro de 2017.

Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia do lodo da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da UFRN

Estudio de caso



Oscar Eduardo Reyes-Cavalcanti^{1*}; Rosangela Dala-Possa²; Ana Beatriz de Gois-Lima¹; Thalita Gomes-Ferreira¹; Leila Maria Aguilera-Campos³; Luciene Santos-de Carvalho¹

¹Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Instituto de Química.

²Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Instituto de Estudos do Xingu.

³Universidade Salvador, Departamento de Engenharia Química

*oscarereyes@hotmail.com

Resumo

O biogás proveniente da decomposição anaeróbica de matéria orgânica, tem chamado a atenção de pesquisadores em todo o mundo, por ser uma valiosa fonte de energia renovável. A composição geral deste gás, em %v, é formada principalmente por metano (60-80) e dióxido de carbono (20-40). Este trabalho teve como objetivo avaliar a produção de biogás a partir de duas amostras de lodo provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). Construiu-se um sistema de biodigestão anaeróbica, em temperaturas controladas, com válvulas de fluxo, para facilitar a coleta, caracterização e quantificação do biogás produzido. Os melhores resultados foram obtidos para o Lodo 2, em temperatura de 45 °C que, para quinze medidas, apresentou composição média de $2,56 \pm 1,32$ ppmV de H₂S, $4,75 \pm 1,97$ ppmV de NH₃, teor de CH₄ de $80 \pm 5,16\%$ e CO₂ de $20 \pm 5,16\%$, com volume médio de $241,6 \pm 35,5$ mL diários. Os resultados indicaram que este lodo possui alta viabilidade de reaproveitamento para geração de biogás.

Palavras-chave:

Biogás; Lodo de Esgoto; Digestão Anaeróbia; Método Orsat; Biometano.

Biogas production via anaerobic biodigestion of sludge from the Sewage Treatment Station at UFRN (STS/ UFRN)

Abstract

Biogas from the anaerobic decomposition of organic matter has attracted the attention of researchers worldwide, as it is a valuable source of renewable energy. The biogas is mainly composed (%v) by methane (60-80) and carbon dioxide (20-40). This work aimed to evaluate the production of biogas from two sludge samples collected at the Sewage Treatment Station (STS) of Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). Experimental tests in an anaerobic biodigestion system were performed at controlled temperatures, and the gaseous products were collected via flow valves, in order to facilitate its characterization and quantification. The best results were obtained from Sludge 2 at a temperature of 45 °C, which presented an average composition of: 2.56 ± 1.32 ppmV H₂S, 4.75 ± 1.97 ppmV NH₃, $80 \pm 5.16\%$ CH₄ and $20 \pm 5.16\%$ CO₂, with an average daily volume of 241.6 ± 35.5 mL, after fifteen replicates. The results indicated the great viability for producing high biomethane volume from sludge.

Keywords:

Biogas; Sewage Sludge; Anaerobic Digestion; Orsat Method; Biomethane.

Forma de citar: Reyes Cavalcanti, O. E., Dala Possa, R., de Gois Lima, A. B., Gomes Ferreira, T., Aguilera Campos, L. M. & Santos de Carvalho, L. (2020). Produção de biogás a partir da Biodigestão Anaeróbia do lodo da Estação De Tratamento De Esgotos (ETE) da UFRN. *RedBioLAC*, 4, 44-49.

Introdução

Nos últimos anos, o consumo de energia primária tem aumentado no mundo todo. Para atender esta demanda, novas fontes de energia têm sido adicionadas a matriz energética, como a solar, eólica, pequenas centrais hidrelétricas, a biomassa e o biogás. De acordo com Guimarães e Galvão (2015), a biomassa tem-se destacado nesse cenário, pois ao ser decomposta pela ação de bactérias pode gerar o biogás. Este é um importante tipo de biocombustível, que pode ser produzido a partir de resíduos urbanos ou industriais e também por decomposição de resíduos orgânicos ou animais.

O tratamento e descarte correto do lodo de esgoto e outros resíduos orgânicos provenientes das estações de tratamento podem ser viabilizados com uso dos biodigestores, onde os resíduos passam por um processo de biodigestão anaeróbia, são degradados e a matéria orgânica é estabilizada, alterando a estrutura bioquímica do resíduo, reduzindo microrganismos patogênicos, produzindo biogás e biofertilizante (Den *et al.*, 2018; Roya *et al.*, 2011).

O biogás, produto do tratamento do lodo de esgoto, pode ser considerado fonte uma de energia devido à grande

quantidade de metano em sua composição. O biogás pode ser transformado em energia elétrica, calor, combustível, gerar créditos de carbono, além de proporcionar uma redução considerável no potencial de poluição do meio ambiente, uma vez que a concentração de gás metano (CH_4) contido no biogás é cerca de 20 vezes maior ao dióxido de carbono (CO_2), no que se refere ao efeito estufa (Kapoor *et al.*, 2020).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a composição do lodo da ETE da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) como matéria-prima para a produção de biogás. Também se objetivou qualificar e quantificar o biogás produzido, com o intuito de aproveitar estes resíduos de forma sustentável.

Descrição do caso

No sistema de produção de biogás, composto por três biodigestores, foram utilizados frascos de vidro com volume total de 1,5 L. Os biodigestores permaneceram submersos em banho-maria (Figura 1a), em temperatura controlada. A coleta dos gases produzidos foi realizada por uma tubulação central (Figura 1b).

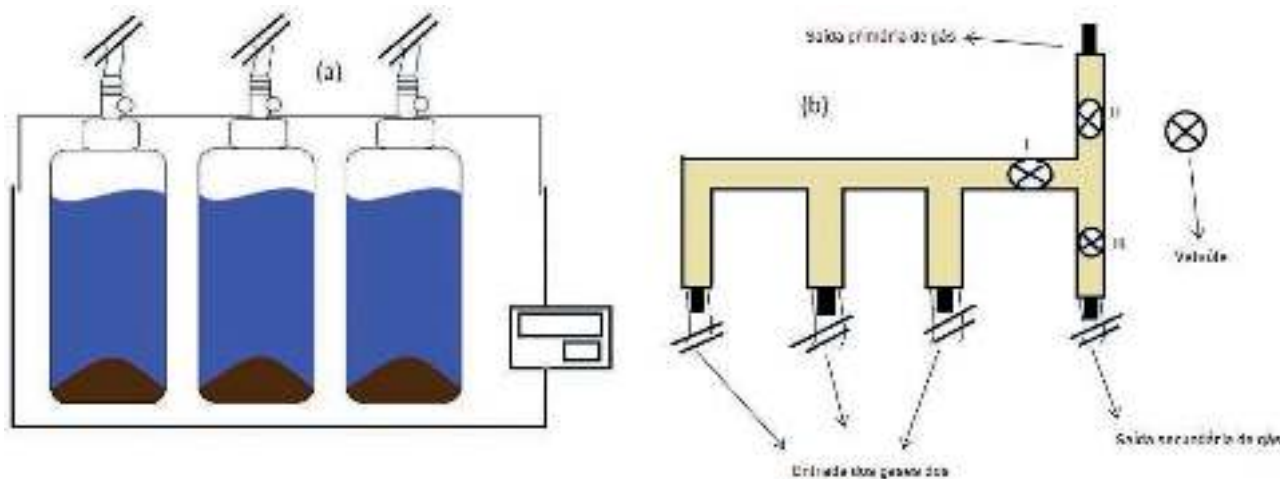


Figura 1 | Sistema biodigestor em banho-maria (a) e tubulação para coleta do biogás (b).

O lodo utilizado como substrato, foi coletado na estação de tratamento de esgotos (ETE) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) em dois períodos, sendo a primeira coleta em 02/07/19, denominado (Lodo 1), e a segunda em 04/09/19 (Lodo 2). Uma pequena fração das amostras foram submetidas à secagem em estufa, durante 24 horas, em temperatura de 100 °C, para cálculo do teor de voláteis, conforme Equação 1. Outras aliquotas foram calcinadas em mufla a 800 °C, durante 8 horas, para obtenção do teor de cinzas (Compostos inorgânicos) (Krug & Rocha, 2017). Na caracterização, utilizou-se as nomenclaturas:

Lodo 1 seco em estufa (LS-I), Lodo 1 Calcinado (LC-I), Lodo 1 seco e calcinado (LSC-I), e Lodo 2 seco e calcinado (LSC -II).

As amostras foram caracterizadas por Difractometria de raios X (DRX) e análise de Fluorescência de raios X (FRX). Utilizou-se o difratômetro Bruker – modelo D2Phaser e o equipamento Bruker - modelo S2 Ranger, respectivamente.

Para produção de biogás, utilizou-se 100 gramas de lodo de esgoto em cada um dos biodigestores e 1 L de água

destilada. Homogeneizou-se as amostras e ajustou-se o pH=8 utilizando solução básica. Os frascos foram fechados e armazenados em banho-maria. Foram realizados quatro experimentos, denominados: Sistema A, onde foi utilizado o Lodo 1 na temperatura de 45 °C e análise qualitativa e quantitativa em intervalos de 48 h. Sistema A', onde Lodo 1 foi utilizado na temperatura de 35 °C e coletas a cada 48 horas. Sistema B, realizado com Lodo 2, 45 °C e intervalo de coleta de 24 horas, e Sistema B', Lodo 2, 35 °C intervalo de 24 horas.

A coleta e análises qualitativa e quantitativa dos gases foram realizadas utilizando-se um kit portátil analisador de

Biogás, modelo KBA0137 desenvolvido pela Embrapa e Alfakit kit®. Este kit utiliza metodologias colorimétricas em fotocolorímetro para análise de H₂S e NH₃ e a determinação de CO₂ e CH₄ é realizada pela adaptação do método de Orsat (diferença de volume).

Resultados e discussões

Caracterização do lodo

Os teores de cinzas e voláteis, assim como massa seca e orgânica das duas amostras de lodo são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 | Teores de voláteis e matéria orgânica.

Lodo	Teor de cinzas (%)	Teor de umidade (%)	Teor de massa seca (%)	Teor de massa seca orgânica (%)
1	7,27	89,84	10,15	2,88
2	14,59	18,62	81,37	66,78

O Lodo 1 é constituído, em sua maioria, de água e voláteis, totalizando 89,84%, o restante 10,15% é constituído de massa seca, sendo esta dividida em cinzas 7,27% e massa orgânica 2,88%. O Lodo 2, apresentou um teor de massa seca 8 vezes maior quando comparado ao Lodo 1, e o teor de cinzas foi o dobro do Lodo 1. Considerando que o biogás é obtido por meio da biodigestão anaeróbica da

matéria orgânica pode se inferir que o Lodo 2, com 66,78% de massa seca orgânica, apresenta um potencial maior de produção de biogás.

Os resultados da análise de FRX dos Lodos secos e calcinados podem ser visualizados na Tabela 2.

Tabela 2 | Composição mássica percentual das amostras de lodo.

Fórmula	Composição %m			
	LS-I	LSC-I	LSC-II	LC-I
SiO ₂	21,89	32,07	31,35	30,63
Al ₂ O ₃	19,43	18,78	14,85	18,16
K ₂ O	11,83	4,05	4,03	3,73
MgO	8,6	8,8	8,3	9,0
SO ₃	7,64	0,39	1,30	0,46
Fe ₂ O ₃	7,38	8,25	5,46	8,45
CaO	7,20	9,63	13,73	10,21
Na ₂ O	4,9	5,0	5,3	4,4
Outros(P ₂ O ₅ , TiO ₂ , Cl, ZnO, CuO, MnO, Cr ₂ O ₃ , NiO, PbO, Br, ZrO ₂ , SrO, GeO ₂ , CdO, V ₂ O ₅ , SnO ₂)	11,17	13,0	15,72	14,89

Pode-se observar que o elemento de maior concentração na composição dos lodos é o SiO₂, sendo sua elevada concentração atribuída à areia que chega na ETE pelo sistema coletor de águas da chuva, de acordo com Ramirez *et al.*, (2018) e Pinheiro *et al.*, (2014). As amostras de Lodo da UFRN apresentam teores elevados de MgO, K₂O e Na₂O, quando comparadas com os resultados encontrados na literatura por Ramirez *et al.*, (2018) o mesmo ainda

apresenta pequenas concentrações de outros elementos que não aparecem em lodos na literatura, sendo eles Cr₂O₃, NiO, ZnO, PbO e CuO, fato que pode estar associado ao carreamento de reagentes químicos descartados nos laboratórios da UFRN.

Os difratogramas de raios X obtidos para os Lodos LS-I, LC-I, LSC-I e LSC-II, estão apresentados na Figura 2.

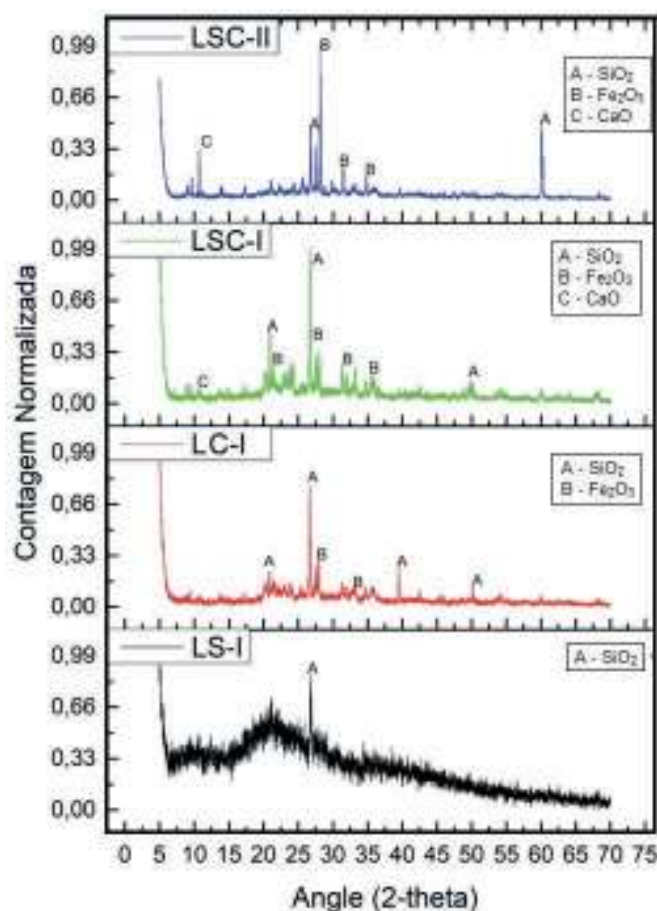


Figura 2 | Resultados DRX das amostras estudadas.

No difratograma do LS-I, verifica-se um ruído considerável e uma banda larga antes do pico cristalino, isso se deve a característica amorfa do material não-calcinado. O único pico cristalino presente é atribuído ao SiO₂(A). Pinheiro *et al.*, (2014) e Ramirez *et al.*, (2018) relatam que em amostras não calcinadas há dificuldade técnica em identificar alguns picos, que são confundidos com os sinais de ruídos. O difratograma LC-I, apresenta o pico referente ao SiO₂ (A), além da presença de Fe₂O₃ (B), cuja presença pode estar relacionada ao tratamento térmico realizado na amostra, como explicado no trabalho de El Kadiri Boutchich *et al.*, (2015). Já as amostras LSC-I e

LSC-II apresentam difratogramas com a sobreposição dos picos de SiO₂ (A) e Fe₂O₃ (B), além do aparecimento de um outro pico referente ao CaO (C), porém com intensidades diferentes, devido às concentrações dos compostos nas amostras de lodo coletadas, confirmando os resultados de FRX.

Caracterização e quantificação do Biogás

Os resultados da quantidade de Biogás produzido, para 15 medidas, e a sua composição em cada sistema estudado, A, A', B e B' estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 | Quantificação e caracterização do biogás produzido.

Amostra	Temp. Média (°C)	NH ₃ (ppmv)	H ₂ S (ppmv)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	Volume (mL)
A	45,1 ±0,04	3,88 ±0,92	1,06 ±0,27	85 ±1,94	15 ±1,94	145 ±14,5
A'	35,2 ±0,1	4,94 ±1,3	0,26 ±0,5	80 ±4,03	20 ±4,03	26,67 ±7,12
B	45 ±0,05	4,75 ±1,97	2,56 ±1,32	80 ±5,16	20 ±5,16	241,67 ±35,56
B'	35,2 ±0,65	4,12 ±1,21	2,64 ±1,18	82,5 ±1,44	17,5 ±1,44	118,87 ±23,07

Os sistemas alimentados com o Lodo 1 apresentaram menor quantidade de biogás gerado. Esse resultado está diretamente relacionado ao seu baixo teor de matéria orgânica e com a população bacteriana no Lodo. No sistema A, percebe-se a formação das fases de crescimento Lag da colônia bacteriana, que está caracterizada pelas regiões do gráfico (Figura 3) onde não há aumento na produção de biogás, indicando assim o aumento do tamanho dos microrganismos, e a fase Log que está caracterizada na região do gráfico onde ocorre aumento na produção de biogás, indicando aumento populacional de microrganismos (Almeida *et al.*, 2019).

Ao comparar os sistemas B e B', é possível verificar um comportamento de produção similar, indicando que ambos apresentaram a formação da população bacteriana. Os dados obtidos demonstram que lodos obtidos de uma mesma unidade de tratamento, podem sofrer variações externas que afetam a sua qualidade, e consequentemente a produção de biogás. Este fato fica evidenciado pela diferença de volume produzido entre os sistemas e a proporção (CH_4/CO_2). Todos os sistemas produziram teores de CH_4 satisfatórios, em torno de 80%v, sendo esse um dos fatores que promove a viabilidade da utilização desse resíduo para esse fim.

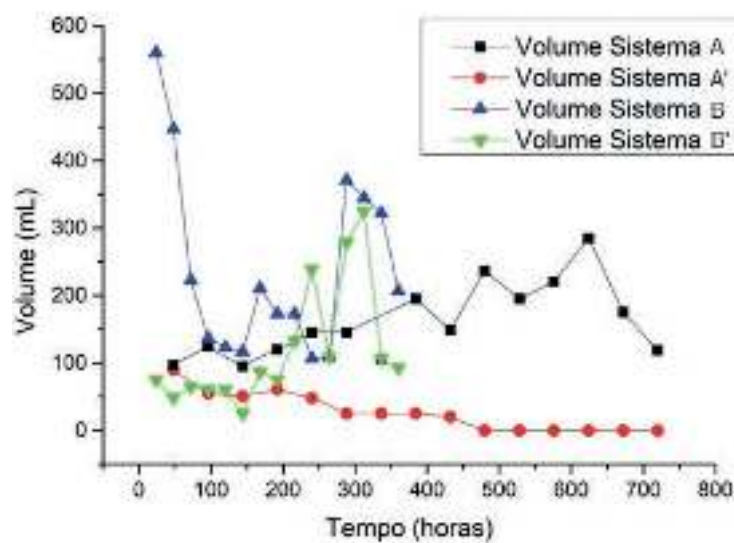


Figura 3 | Comparativo entre todos os sistemas de produção de biogás.

Conclusões

Os Lodos estudados, LS-I, LC-I, LSC-I e LSC-II, apresentaram variações significativas em suas composições, de acordo com os períodos do ano. O lodo da ETE da UFRN é composto principalmente por sílica, mesmo resultado de outros estudos em outras ETEs, porém possui também metais, que possivelmente estão sendo descartados nos laboratórios da Universidade, tendo como destino final a Estação de tratamento.

Os Lodos utilizados neste trabalho, foram promissores para a produção de biogás, devido a sua elevada carga orgânica. A temperatura para a produção do biogás foi de 45 °C, devido ao melhor desenvolvimento dos microrganismos anaeróbicos, que transformam a matéria orgânica em biogás. O biogás produzido contém elevada concentração de metano (em torno de 80%v), o que indica que estes resíduos são uma alternativa sustentável, possibilitando a geração de bioenergia.

Referências

- Almeida, S., Horta, E.F., Castro, M. C. A. A., Crespi, M. S. & Maintinguer, S.I. (2019). Thermal characterization of granular sludges from biologic treatments and its application to the generation of biogas. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 138, 3803–3810.
- Den, W., Sharma, V. K., Lee, M., Nadadur, G. & Varma, R. S. (2018). Lignocellulosic Biomass Transformations via Greener Oxidative Pretreatment Processes: Access to Energy and Value-Added Chemicals. *Frontiers in Chemistry*, 6, 141. <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00141>
- El Kadiri Boutchich, G., Tahiri, S., Mahi, M., Gallart-Mateu, D., De La Guardia, M., Aarfane, A., Lhadi, E. K. & El Krati, M. (2015). Characterization of activated sludge from domestic sewage treatment plant and their management using co-composting in aerobic silos. *Journal of Material and Environmental Science - JMES*, 6(8), 2206-2220.

- Guimarães, C. M. M. & Galvão, V. Análise da rede de colaboração científica sobre biogás. *Perspectivas em Ciência da Informação*, 20(2), 120-133. <https://doi.org/10.1590/1981-5344/2305>
- Kapoor, R., Ghosh P., Tyagi, B., Vijay, V. K., Vijay, V., Thakur, I. S., Kamyab, H., Nguyen, D. D. & Kumar, A. (2020). Advances in biogas valorization and utilization systems: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123052. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123052>
- Krug, F. J. & Rocha, F. R. P. (2016). Método de preparo de amostras para análise elementar. São Paulo, Brasil, *EditSBQ, Sociedade Brasileira de Química*.
- Pinheiro, B. C. A., Estevão, G. M. & Souza, D. P. (2014). Lodo proveniente da estação de tratamento de água do município de Leopoldina, MG, para aproveitamento na indústria de cerâmica vermelha Parte I: caracterização do lodo. *Matéria (Rio de Janeiro)*, 19(3), 204-211. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-70762014000300003>
- Ramirez, K. G., Possan, E., Bittencourt, P. R. S., Carneiro, C., Vieira, C. M., Margem, J.I. & Monteiro, S.N. (2008). Alterações microestruturais de cerâmica argilosa incorporada com lodo de ETA. *Matéria (Rio de Janeiro)*, 13(2), 275-281. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-70762008000200005>
- Roya, B., Freitas, E., Barros, E., Andrade, F., Pragana, M. & Silva, D. J. A. (2011). Biogás – Uma energia limpa. *Revista Eletrônica Novo Enfoque*, 13(13), 142-149.

¿Cuánto de nuestro alimento podría ser producido y abonado con nuestros residuos de carácter orgánico¹, y cuál es la relevancia de ello?

Cápsula educativa



Mariela Pino

Coordinadora General de la RedBioLAC

mariela@redbiolac.org

Resumen

Esta cápsula trata sobre cómo calcular el potencial reciclaje de nutrientes y su uso como abono/fertilizante a partir de los residuos sólidos municipales de ciudades, la economía circular que todos deberíamos buscar.

A partir de supuestos basados en experiencias reales, muestra los cambios que se generan en la sociedad ante las posibilidades de segregación en origen, con el objetivo de evitar los rellenos sanitarios, basurales o vertederos. A través de su metodología se llega a la estimación de que en la ciudad de Santiago de Chile hasta un 32% de la demanda total de pan (el carbohidrato de consumo principal equivalente a tortillas, arepas, arroz) que consumen sus habitantes puede ser producido mediante fertilización con nitrógeno reciclado, es decir sin aporte de urea sintética. A través del ejercicio se mencionan otros aspectos relacionados con el uso del efluente como abono, la gestión de residuos, y el desperdicio de alimentos; y se concluye con una discusión en torno a la urgencia de reciclar nutrientes de todas las vías factibles para conseguir mantener la agricultura y la respectiva alimentación buscando prescindir de fertilizantes sintéticos, y/o frente a la escasez de petróleo.

Palavras-chave:

Reciclaje de Nutrientes; FORSU; Recolección Diferenciada; Basura Cero.

How much of our food could be fertilized and produced with our organic waste, and what is the relevance of this?

Abstract

This section deals with calculations on how to estimate the recycling of nutrients potential and its use as fertilizer from municipal solid waste in cities, the circular economy we should all be looking for.

Using assumptions based on real experiences, it shows the changes in society caused by the possibilities of segregation at source, with the aim of avoiding landfills, or dumps. Through its methodology, it is estimated that in the city of Santiago de Chile up to 32% of the total demand for bread (the main consumption carbohydrate equivalent to tortillas, arepas, rice) consumed by its inhabitants can be produced by fertilization with recycled nitrogen, that is, without the addition of synthetic urea.

Other aspects related to the use of the effluent as fertilizer, waste management, and food waste are mentioned throughout the exercise; and it is concluded with a discussion on the urgency of recycling nutrients from all feasible ways to maintain agriculture and the respective food production, seeking to give out with synthetic fertilizers, and/or in the face of oil shortages.

Keywords:

Nutrient Recycling; OMSW; Differentiated Collection; Zero Waste.

Forma de citar: Pino, M. ¿Cuánto de nuestro alimento podría ser producido y abonado con nuestros residuos de carácter orgánico, y cuál es la relevancia de ello? *RedBioLAC*, 4, 50-55.

¹Los residuos orgánicos corresponden a restos de verduras cuando cocinamos, restos de fruta y alimenticios, borras de café, mate y té, entre otros.

Objetivo

- Realizar un análisis de las oportunidades que se pierden al enterrar los residuos orgánicos domiciliarios en rellenos sanitarios desde el punto de vista agronómico: Determinar la cantidad de residuos que se podrían reciclar en una ciudad, a partir de la segregación en origen, y su transformación en abono a través de la digestión anaeróbica; estimar la cantidad de hectáreas que el fertilizante producido puede abarcar, conocer cuánto de nuestro alimento podría ser producido al aprovechar este recurso.
- Entender las vías de reciclaje de nutrientes que hay en las ciudades, a partir de la segregación en origen domiciliaria, para a partir de ello, entender la relevancia del reciclaje de todos los otros residuos orgánicos (de las aguas residuales, de la agroindustria y la ganadería), para poder mantener la generación de alimentos en la medida que el petróleo vaya acabándose.

Contexto

En Chile, el promedio de generación de residuos por habitante es de 1,22 kg/habitante/día. De este total un 57,6% (Subdere, 2018) corresponde a residuos biodegradables o también llamados residuos orgánicos.

Actualmente la mayor parte de estos residuos se destina a relleno sanitario (78%), y en el país existen diversos espacios que los reciben: 30 rellenos sanitarios mecanizados, 8 rellenos manuales, 48 vertederos y 38 basurales (Subdere, 2018).

Dentro de la bolsa negra² hay residuos “secos” y residuos “húmedos”. Los húmedos son comúnmente denominados FORSU, ya que corresponden a la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos. Hoy en día hay cada vez más gente que está buscando disminuir su huella ecológica, adoptando prácticas que permitan el aprovechamiento de estos residuos, se suma más a darle al FORSU un camino alternativo al relleno sanitario, vertedero o basural, realizando en sus propias casas o comunidades el compostaje (con o sin lombrices), y de esta manera aprovechar el compost como fertilizantes para sus maceteros, jardines o huertas.

Lo esperanzador es que cuando esto ocurre, en paralelo empezamos a prestar más atención a los residuos en general, transformándonos en mejores observadores al momento de comprar o adquirir bienes; preguntándonos: ¿de qué material está hecho el envase?, ¿puedo reemplazar este embalaje?, ¿necesito realmente adquirir este producto?, etc.

² Coloquialmente llamada "de la basura", la que sin embargo lleva muchos recursos en su interior

¿Cuál es la diferencia entre relleno sanitario, vertedero o basural?

Un **relleno sanitario**, corresponde a un espacio que se prepara para recibir RSM (Residuos sólidos municipales y asimilables) y por lo tanto existe un recubrimiento del suelo donde se establece, el que recogerá el lixiviado, y en el cual se van compactando gradualmente los residuos que traen los camiones, deben cumplir el D.S. 189 del Ministerio de Salud. En algunos casos, la generación espontánea de biogás que ocurre es “capturada” con el fin de evitar la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera.

Un **vertedero** es un espacio que no está preparado sanitariamente para recibir RSM (no cumple el decreto supremo 189), sin embargo, se utiliza con esos fines en la actualidad.

Un **basural** es el espacio no preparado y sin ningún tipo de control o protección ambiental o personal. Además, existen **micro basurales** dentro de las ciudades, en sitios baldíos o eriazos, en perímetros de parques o incluso canchas.

De esta manera normalmente disminuye la generación de residuos en el mediano plazo, ya que vamos encontrando diversas alternativas y prácticas más conscientes, y vamos haciendo mejores elecciones. Entre otras acciones, este es el paso fundamental para que logremos ciudades Basura Cero y dejemos las malas prácticas por otras que requieren de mucho menos extractivismo del planeta tierra, y por lo tanto menos conflictos socioambientales.

Cuando esto no ocurre, y las personas no le prestan atención al tema o no le dan importancia, sale de nuestras casas y oficinas una, o varias, bolsas negras con todo mezclado en su interior: plásticos, latas, cascara de frutas, restos de comida, pilas, vidrios, papeles, tarros de conserva, etc hasta que el camión de la basura (cuando existe el servicio) se lo lleva a un relleno sanitario, en el mejor de los casos, o de lo contrario hacia un vertedero o un basural.

Enterrar estos residuos, e inhabilitarlos de la posibilidad de reciclaje es una mala costumbre que hay que erradicar lo antes posible, puesto que conlleva un gran impacto negativo para el planeta y los seres vivos que en la tierra habitamos. ¿Se imaginarían ustedes enterrando su basura en un hoyo en su patio, o en la plaza, o en las calles? O peor aún, ¿transportar hasta 164 km la basura de una ciudad completa para alcanzar el relleno sanitario³ (cómo ocurre actualmente en el traslado entre Temuco a Los Ángeles, Chile)? Esto genera una gran emisión de gases a partir

³ Caso actual de la ciudad de Temuco, situación de emergencia similar vive la Isla Grande de Chiloé; y 93 km desde San Antonio hasta el RS de El Molle, en circunstancias normales (Implementa Sur, 2019).

Ciudades Basura Cero

Existen en el mundo ciudadanos que han impulsado las ciudades “Basura Cero” en ellas se busca llegar a la mayor cantidad posible de residuos reciclados, ya sea los secos o húmedos; y la menor cantidad posible de la fracción “resto” (todo lo que ha sido mal diseñado y no es factible de ser reciclado). Uno de los ejes principales para lograrlo es la implementación de recolección diferenciada puerta a puerta (recolección diferenciada para los distintos tipos de residuos municipales a lo largo de la semana).

Capannori, Italia, inició esta ruta en 2007, y al 2010 ya contaban con recolección puerta a puerta en todo el municipio. En 2007 se generaban unos 680 kg/hab año, de los cuales aproximadamente la mitad eran reciclables; al 2013 la cantidad ya había disminuido a 430 kg/hab año, y la fracción reciclable alcanzaba el 82%. (Vilella, 2019).

de la combustión de los camiones, gastos en neumáticos, lubricantes y la generación de pasivos ambientales o zonas de sacrificio, y peor aún, nos mantiene en la lógica de extracción-producción-consumo-descarte, la cual está terminando con la vida en el planeta.

Dado que es un absurdo⁴ el deshacerse de los residuos de forma mezclada, y enterrar estos recursos en los suelos, en esta cápsula se ofrecerán tres temas: (i) una metodología para estimar y calcular cuál sería el flujo y el camino alternativo de los residuos biodegradables, a partir de una gestión ciudadana y municipal coordinada; (ii) estimar cuánto nitrógeno desde el biofertilizante se podría recuperar/reciclar para su utilización en agricultura a partir del camino de la biodigestión y; (iii) estimar cuánto del pan que consume un habitante promedio en Santiago podría ser producido con harina cultivada mediante fertilización propuesta en esta capsula.

El ejercicio por desarrollar en esta cápsula tiene un foco agrícola, dado que muchas veces este aspecto es dejado de lado, o queda a la sombra de la generación de combustible (el biogás) que ofrece la Digestión Anaerobia (DA). Esta práctica es de suma importancia para la futura sostenibilidad de la producción de alimentos, considerando que en la actualidad los suelos agrícolas cada día se empobrecen más en vista que la mayoría de la agricultura está basada exclusivamente en el uso de agroquímicos producidos sintéticamente, sin que exista reintegración de la materia orgánica y minerales extraídos de sus sitios de origen.

⁴ Recomendamos ver el video “Lo absurdo de disponer la materia orgánica en rellenos sanitarios” <https://www.youtube.com/watch?v=rvkfjCBQTLg>

Metodología de estimación

Supuestos para el ejercicio

Para el cálculo, se tomará el ejemplo de la ciudad de Santiago, con algo más de 7 millones de habitantes. Se asume que un 90% de la población logrará realizar la segregación en origen de sus residuos, esto significa que, en las casas, oficinas, centros de estudio, etc, siempre habrá un contenedor de residuos biodegradables, donde poder separar lo “húmedo” de lo “seco” y por lo tanto poder lograr el reciclaje de la mayor cantidad de residuos. Para ello, el sistema de recolección de basura debe ser diferenciado cada día, teniendo al menos 2 días a la semana para la recolección de residuos biodegradables.

A partir de estudios y conversaciones con el equipo de Reciclo Orgánicos, un programa que se ha dedicado a estudiar las posibilidades de uso de los residuos orgánicos en Chile, se usará el siguiente supuesto:

1. 10% de los hogares realiza compostaje domiciliario
2. 10% se destinará a compostaje industrial
3. 5% de compostaje comunitario
4. 75% se destinará a tratamiento a partir de DA

Se considerará entonces el 75% de los residuos orgánicos del 90% de la generación de residuos biodegradables (dejando un margen de 10% que no sería recuperado) generados por la alimentación humana, en los espacios delimitados a la elaboración y consumo de alimentos en el hogar, ferias libres y mercados, a ser tratados en biodigestores de escalas municipales que no signifiquen grandes áreas urbanas y vayan por la descentralización, contribuyendo a disminuir distancias de transporte y la dependencia de sistemas centralizados.

Una vez determinado el volumen de residuos orgánicos a tratar a partir de la DA, se recolectó datos de literatura, respecto de las características y el volumen del influente de los biodigestores, demandas de nitrógeno del trigo, rendimientos de harina, consumo de pan promedio. Para el ejercicio se seleccionaron plantas de tratamiento del orden de 24 000 ton/año, uno de los rangos bajos para biodigestores de gran escala, los que como sistemas de gestión de FORSU y aprovechamiento del biogás no intervienen demasiado el paisaje urbano.

Cálculo del bioabono

Una vez hechos los cálculos del volumen de la materia orgánica recuperada, se realizará un balance de masa con el contenido de N total de la materia que ingresa al digestor. Esto ya que la digestión anaeróbica es la única que logra mantener esos valores a través de la inmovilización del nutriente, cuando el efluente es utilizado en forma líquida e incorporado al suelo, para evitar su evaporación.

Se desarrollará una metodología basada en cálculos agronómicos de consumo de fertilizantes sintéticos promedios de la zona central de Chile (INIA), para abastecer parte del cultivo de trigo de suficientes nutrientes para rendimientos convencionales.

Aspectos a considerar al utilizar digestato

El efluente del digestor tendrá diferentes caracterizaciones, sin embargo, normalmente está compuesto de una gran proporción de agua (llegando a ser inclusive un 98% en sistemas con recirculación de efluentes) y entre 2% y 5% de materia seca (que a su vez tendrá una fracción de minerales en su forma orgánica, e inorgánica, que es la parte disponible para las plantas, y por lo tanto la más importante). Lo que implica el traslado del efluente en grandes volúmenes para su aprovechamiento en la agricultura.

El real aprovechamiento del digestato como biofertilizante estará afectado por los siguientes factores, aguas arriba según su producción, y aguas abajo, según el aprovechamiento agrícola:

- i. El sustrato utilizado en el biodigestor (estiércol, FORSU, agroindustria, aguas residuales, residuos agrícolas, o mezclas de ellos, etc.)
- ii. El tipo de biodigestor utilizado (% de materia seca: batch o de lote, plug flow, laguna cubierta, mezcla completa, etc))
- iii. El tiempo de retención hidráulica del digestor
- iv. El tipo de suelo que está siendo abonado (suelos ácidos, o alcalinos; arcillosos, arenosos, o limosos)
- v. El estado del suelo (erosionado, recién cosechado, primer uso agrícola, etc)
- vi. El tipo de riego que recibe el cultivo (riego o cultivo de secano)
- vii. El tipo de cultivo a sembrar, hay especies que son más intensas en su demanda de fertilizantes, que otras (por ejemplo, maíz vs hojas verdes).
- viii. La posibilidad de fertilización de suelos en zonas de alta precipitación

Sin embargo, la regla a utilizar en esta cápsula, a modo de ejercicio, es que el contenido de nitrógeno del influente de un digestor (lo que ingresa) determinará el contenido del efluente. Dado que en comparación al uso en fresco o compostado de la FORSU, tras la DA el N disponible será al menos similar y comparables (Martí- Herrero *et al.* 2018) e inclusive mayor, dada la transformación y el estado en que el N sale transformado tras su paso por el biodigestor: encontrándose en su forma asimilable por las plantas de forma inmediata, más su disponibilidad como una reserva de N orgánico que va mineralizando a lo largo del tiempo.

Resultados

Según datos extraídos del año 2017, enfocándose solamente en la Región Metropolitana (RM) donde habitan 42% de los habitantes de Chile; y considerando el 57,6% de fracción orgánica, se deben gestionar 1 226 791 toneladas de residuos biodegradables, para ello se toma el supuesto de tratamiento en biodigestores de capacidad de 24 000 ton/año (lo que equivale a 51 biodigestores con capacidad de tratamiento de 65,8 ton/día). Este tamaño de digestor trataría los residuos de unos 138 000 habitantes, o 40 mil hogares aproximadamente (asumiendo un promedio de 3,5 personas por hogar), esto implicaría que las 51 comunas de las 52 de la RM, contarían con un sistema de gestión propio.

Tomando en consideración los análisis de caracterización de FORSU del mercado municipal de Tiquipaya (Martí-Herrero *et al.*, 2019), en donde se presentaron valores de sólidos totales de 27,96%, y nitrógeno total de 1,8% de los sólidos totales. Por cada tonelada de FORSU, habría 5 kg de nitrógeno; a partir de los siguientes cálculos: $1\ 000\ \text{kg} \times 0,2796 = 279,6\ \text{kg}$ $\times 0,018 = 5,0328\ \text{kg}$ de nitrógeno por cada tonelada de FORSU.

Por cada biodigestor habría entonces 120 787,2 kg de N anualmente disponibles. Dado que la temporada de trigo demanda 240 kg de N como abono, cada biodigestor podría abonar 503 hectáreas al año. Y la suma de los 51 biodigestores alcanzaría el total de 25 725 hectáreas de cultivo de trigo en la RM.

Cada hectárea produce 9 toneladas de trigo en la zona central de Chile. El rendimiento en harina es del 75%, por lo tanto, se producirían 173 650 toneladas de harina, las que se pueden llegar a transformar en 222 271 toneladas de pan. El consumo de pan por habitante de la RM al año es de 98 kg, por lo tanto 2 268 071 habitantes tendrían el total de su pan producido con harina abonada con el nitrógeno del FORSU recuperado, mediante biodigestores, asumiendo que se utilizará el efluente líquido y el sólido. Este cálculo conlleva a determinar que hasta un 32% de la demanda total de pan en la RM puede ser producido mediante fertilización con nitrógeno reciclado, es decir sin aporte de urea sintética.

Este consumo de pan corresponde a 268 gr diarios, una ingesta calórica que representa el 29% de la necesaria para un hombre de 30 años que realice actividad física moderada. Todo lo demás que esta persona llegue a requerir consumir aún debe ser producido con un abono proveniente de otras fuentes de nutrientes.

Conclusión y discusión

El reciclaje de nutrientes desde FORSU sólo alcanza para abonar casi un tercio del pan que se consume en la región metropolitana de Chile. Este mero ejercicio teórico sirve para ejemplificar muchos aspectos que normalmente no son visibilizados, y que valdrá la pena discutir y continuar estudiando.

Si bien el pan es uno de los alimentos principales con un consumo promedio de 98 kg/año, su consumo representa menos de un tercio de la ingesta calórica diaria promedio de un individuo. Sumado al hecho de que, si se reciclara óptimamente el nitrógeno contenido en toda la FORSU generado en la RM, solamente un tercio de la población metropolitana podría ser abastecida con este pan producido local y biológicamente, pero ingiriendo sólo un tercio de su necesidad calórica vital. Un esfuerzo ecológico insuficiente para mantener con vida a la población.

Este hecho pone en evidencia que una economía circular local y optimizada exclusiva en torno al FORSU es insuficiente para proveer de alimentación a una ciudad, y que el consumo actual de alimento requiere de un aporte exterior en nitrógeno (urea) cuya producción se sustenta gracias a la fuente energética de los combustibles fósiles.

Lo anterior tiene sentido puesto que parte de la materia que producimos la descartamos (desechos como FORSU), y la otra parte comestible la ingerimos. La materia ingerida se transforma en energía y en otro tipo de desechos esta vez excretados por nuestro organismo; cuyos desechos son vertidos en las aguas servidas domésticas. El nitrógeno (y demás minerales) recuperados en los lodos de las plantas sanitarias no fueron considerados en este cálculo, y representan una parte significativa de elementos extraídos de los suelos que no son retornados hacia un ciclo de vida, sino que enterrados en rellenos sanitarios, o dispuestos en bosques o plantaciones forestales ya que su condición sanitaria y química no permite (aún) ser reutilizados como abono en agricultura.

1. Existe escasa información de los balances de masa del efluente de biodigestores que traten 100% FORSU en América Latina, con énfasis en el uso agronómico del efluente
2. Más allá de la gestión de segregación doméstica en origen, y recolección diferenciada por los municipios, hace falta considerar el reciclaje de todos los otros flujos de residuos orgánicos existentes en los territorios: residuos de poda y ornato, agroindustria, ganadería, plantas de tratamiento de aguas residuales, y la agricultura, para lograr adaptarnos a futuros en donde el precio de los fertilizantes sintéticos vaya en aumento, dada la escasez de petróleo.
3. Si no fuera por la existencia de petróleo y el descubrimiento de Haber & Bosch (el proceso artificial de fijación de nitrógeno atmosférico, altamente demandando de energía) el planeta no podría haber alimentado, ni permitido un crecimiento poblacional como el que ha ocurrido desde su descubrimiento la primera década del siglo XX.
4. El desperdicio de alimentos (procesados y no procesados aún) no es solamente la no-oportunidad de alimentar a otros, sino que también es sinónimo de desperdiciar energía, suelos y agua para la producción de otros alimentos.
5. En este ejercicio solamente se hizo el cálculo con el trigo; la producción de carnes y leche es por lo tanto altamente demandante de recursos, ya que existe la etapa intermedia del animal.
6. Eventualmente llegue un momento en que haya que evaluar cómo utilizar mejor el petróleo, disminuyendo viajes, para poder priorizar la alimentación. Cómo también ciertas formas de construcción, vestuario, diversión, y por supuesto, alimentación.
7. Definitivamente habrá que implementar el reciclaje de nutrientes y remoción de nitrógeno y otros macro nutrientes de la mayor cantidad posible de fuentes que hoy no se aprovechan, a medida que escasea el petróleo y suba su costo.
8. Por último, será fundamental considerar el aporte energético que pueden brindar los biodigestores al consumo de calor y/o electricidad, y la relevancia que tienen frente a alternativas que se están promoviendo, las que no favorecen el reciclaje de nutrientes.



Ilustración 1 | Alumnos del EcoClub aprendiendo sobre la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y sus formas de gestión. El Monte, RM, Chile (Karina Herrera, 2019).

Bibliografía

Castillo, D., Alfaro, C., Madariaga, R., Matus, I., Hirzel, J. & Vera, C. (2016). *Manual de buenas prácticas manejo trigo*. <http://biblioteca.inia.cl/medios/biblioteca/apartado/NR40604.pdf>

Implementa Sur. (2019). *Asesoría sobre manejo de residuos orgánicos a nivel municipal en Chile, ID 608897-104-LE18*. (Informe n°1 Diagnóstico). <https://rechile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/07/Informe-1-Diagnostico-nacional-e-internacional.pdf>

Martí-Herrero, J., Soria-Castellón, G., Díaz-de-Basurto, A., Álvarez, R. & Chemisana, D. (2019). Biogas from a

full scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste. *Renewable Energy*, 133, 676-684. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.030>

Subdere (2018). *Diagnóstico de la situación por comuna y por región en materia de RSD y asimilables, Informe 2*. http://www.subdere.gov.cl/sites/default/files/0._catastro_de_sitios.pdf

Vilella, M. (2019). *Economía Circular de Cero Residuos Un Cambio de Reglas del Juego Sistémico Contra el Cambio Climático*. (Vol. 44.3). Fundación Heinrich Böll Cono Sur. https://cl.boell.org/sites/default/files/cartilla_volumen_44_3.pdf

Experiencia práctica para evaluar el rendimiento en la producción de biogás en biodigestores de pequeña y mediana escala

Artículo corto



Ignacio Roberto Huerga^{1*}; Mariano Butti¹; Ricardo Llorente¹; Alejandro Mato²

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; ²Escuela N° 6253 “Jose de San Martín”

*huerga.ignacio@inta.gob.ar

Resumen

Con el objetivo de medir el rendimiento en la producción de biogás, se realizó una experiencia práctica en el biodigestor existente en la Escuela N° 6253 “José de San Martín” (Estación Runciman, Santa Fe, Argentina). Durante 8 semanas consecutivas, se alimentó con 19 kilogramos diarios de efluente proveniente de un criadero de cerdos, lo cual representa una velocidad de carga de 1 kg SV/m³.d. Se midió el volumen del biogás generado, la temperatura al interior del digestor y se tomaron muestras de alimentación y digerido para realizar un ensayo de potencial de producción de biogás en batch a escala de laboratorio. En virtud a estos resultados, se pudo establecer que el rendimiento en la producción de biogás en el prototipo evaluado fue del 75% del potencial máximo obtenido en el laboratorio.

Palabras clave:

Monitoreo; Trabajo de Campo; Laboratorio; Evaluación.

Biogas production evaluation through practical experience in small and medium scale biodigestors

Abstract

With the aim of measuring the performance in biogas production, a practical experience was made in the biodigestor of the School 6253 “Jose de San Martín” (Runciman Station, Santa Fe, Argentina). During 8 consecutive weeks, the biogester was fed daily with 19 kilograms of effluent from a pig farm, which represents a loading rate of 1 kg VS/m³.d. The volume of the generated biogas and the temperature from inside of the digester was measured. Samples from the feed and digested food were taken in order to perform a laboratory-scale batch biogas production potential test. With these results, the yield in biogas production in the prototype evaluated was 75% of the maximum potential obtained in the laboratory.

Keywords:

Monitoring; Field Work; Laboratory; Evaluation.

Forma de citar: Huerga, I.R., Butti, M., Llorente, R., & Mato, A. (2020). Experiencia práctica para evaluar el rendimiento en la producción de biogás en biodigestores de pequeña y mediana escala. *RedBioLAC*, 4, 56-59.

Introducción

Los digestores de pequeña escala podrían aportar una doble solución a productores familiares, establecimientos educativos y agroindustrias pequeñas de la región pampeana de la República Argentina: el tratamiento de los residuos que estos generan y la obtención de energía renovable, especialmente en lugares donde no hay acceso a las redes energéticas convencionales.

En lo que respecta a la conversión de la biomasa en biogás, se subestima a este tipo de tecnología, y se le considera como sistemas de baja/mediana eficiencia. Todo lo contrario sucede con los digestores de gran escala, donde se presuponen mejores resultados en la generación de energía. En ambas escalas, existen pocos estudios locales que avalen dichas hipótesis. En este trabajo se busca establecer una metodología que permita medir dicha eficiencia.

Metodología

La experiencia tuvo dos etapas: una en campo; realizada en la Escuela Rural N° 6253 “José de San Martín”, ubicada en la zona rural de Santa Isabel, Provincia de Santa Fe, República Argentina; y una segunda parte realizada en el laboratorio de la Estación Experimental Agropecuaria del INTA de Pergamino.

El establecimiento educativo cuenta con un digestor construido con un tanque plástico de 2 500 litros, con agitador manual de paletas, enterrado y aislado mediante una cámara de aire con botellas plásticas adheridas a la superficie. Presenta un gasómetro de 1000 litros separado de la cámara de digestión, el biogás es utilizado en la elaboración de dulces y conservas. El digestor se alimenta diariamente con 19 kg de efluentes porcinos, que representa una velocidad de carga orgánica de 1 kg SV/m³x d. Desde el

15 de Octubre de 2018 al 26 de Noviembre del mismo año, se realizó un control preciso de la alimentación; además se procedió a agitarlo durante 5 minutos luego de la misma; y nuevamente a las 4 horas.

Se midió el volumen del biogás generado mediante un caudalímetro tipo domiciliario. También se colocó un sensor de temperatura dentro y fuera del digestor, con el fin de registrar los valores mínimos y máximos, que oscilaron entre los 17 y 28 °C (para el biodigestor) y entre los 13 y 28 °C grados (para la temperatura ambiente). Por último, se tomaron diariamente muestras de alimentación y digerido. A las mismas, se les realizaron análisis de sólidos totales (ST); Sólidos volátiles (SV), Fos-Tac (esto último para el digerido) y producción de biogás. (Huerga, 2017; Venturelli, 2014)

Para este último análisis, se empleó un método de desplazamiento de volumen, se utilizó frascos de suero de 250 ml con cápsula metálica y tapón septum. Cada tratamiento se realizó por triplicado. Para establecer una línea de base se dejaron 3 frascos cargados sólo con inóculo; para verificar la actividad del inóculo se realizó un control por triplicado con celulosa. Los frascos se incubaron en una estufa a 35 °C; controlada por una termocupla. La producción de biogás se midió diariamente insertando una jeringa en el tapón septum de los frascos y se registró el desplazamiento de un volumen de líquido acidulado.

Se establece una relación entre el volumen acumulado de biogás en 7 días en el biodigestor de la Escuela Rural; y el volumen de biogás generado en laboratorio por las muestras de sustrato y digerido recolectada en dicho período. Dicha relación se refleja en la ecuación 1.

El rendimiento global del prototipo se obtuvo de promediar los rendimientos semanales:

$$R_{BiogásSem} = \left(\frac{\sum_{n=1}^7 \left(\frac{L_{biogás_{campo}}}{kgSV_{lim}} \right)}{\left(\frac{L_{biogás_{sustrato_{lab}}}}{kgSV_{añadidos}} - \frac{L_{biogás_{digerido_{lab}}}}{kgSV_{añadidos}} \right)} \right) \times 100 \quad (1)$$

Resultados y discusión

El sustrato utilizado como materia prima (efluente porcino) contiene un 16,1% de ST (±0,96%) y 64,2% (±3,88%) de SV. El digerido presenta un contenido de 12,8% de ST (±1,54%) y 37,9% (±1,15%) de SV. Se puede apreciar que en el digestor, el contenido de materia seca no varía

significativamente, pero, sí se reducen los sólidos volátiles, que estaría representando la materia orgánica que se transforma en biogás.

Los resultados de la producción de biogás, tanto para el ensayo a laboratorio como los datos obtenidos en el trabajo de campo se muestran en la tabla 1 (normalizados a 1 atm y 0 °C)

Tabla 1 | Producción de biogás en laboratorio y a campo.

Muestra (Semana)	Laboratorio									Valores de ensayo a campo		
	Sustrato			Digerido			Diferencia			A	B	C
	A	B	C	A	B	C	A	B	C			
1 (15-22 oct)	48	292	425	1,1	19	44	47	273	381	28	168	244
2 (22-29 oct)	48	312	463	1,1	11	28	47	301	434	40	257	380
3 (29 oct – 5 nov)	33	215	344	2,8	26	67	30	189	277	26	169	270
4 (5 – 12 Nov)	61	350	526	1,6	15	40	59	334	486	44	253	380
5 (12 – 19 Nov)	70	416	689	2,0	12	31	68	404	658	30	178	294
6 (19 – 26 Nov)	54	361	606	1,4	8	23	53	352	582	50	331	556
PROM	52	324	509	1,7	15	39	51	309	470	36	226	354

Nota: Valores establecidos en litros de biogás por kilogramo de material a digerir. Letra A: Litros de biogás por kg de materia húmeda; B: litros de biogás por kilogramo de materia seca; C: Litros de biogás por kg de sólidos volátiles.

El digestor produjo un valor promedio de 36,2 litros de biogás por kilogramo de materia húmeda (225,8 litros de biogás por kilogramo ST y 354,2 litros de biogás por kilogramo de SV). Se puede apreciar una leve tendencia de aumento de la producción de biogás con la temperatura (especialmente la media mínima) reflejados en el gráfico 1. Con respecto a los resultados de las muestras en el laboratorio, la diferencia entre el sustrato y digerido es de 50,8 litros de biogás por kg de materia húmeda (309 litros por kilogramo de ST; 469,6 litros por kilogramo de SV). Con la ecuación 1, se puede establecer el rendimiento en la producción de biogás. Esto se muestra en el gráfico 1.

El rendimiento en la producción de biogás del digestor evaluado en estas condiciones osciló entre el 64 y 96%. Es importante destacar que cuando se encontró el menor valor

de rendimiento (semana 5), los valores de biogás medidos en el digerido no fueron altos con respecto a las otras muestras. También se puede apreciar que no hubo un descenso de las temperaturas mínimas. Por lo tanto, la baja producción de biogás del digestor (que influye en los resultados de la eficiencia) puede deberse a algún otro factor relacionado al almacenamiento y consumo de biogás, dado que solamente ocurrió en este periodo. (Torella, 2004)

Cabe resaltar que los resultados del FOS-TAC en el digerido se encontraron dentro de los valores normales (0,3 – 0,4) (Lossie & Pütz, 2008). La concentración promedio de metano (CH₄) fue del 62%. Estos resultados no se presentan en este trabajo porque escapan a los objetivos del mismo, pero se informan a fin de verificar el correcto funcionamiento del biodigestor.

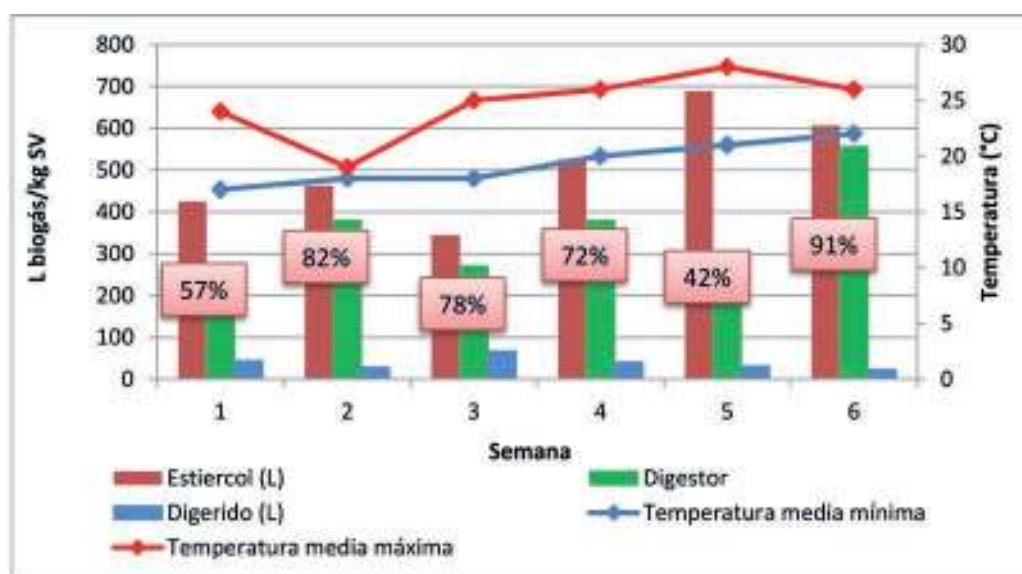


Figura 1 | Rendimiento en la producción de biogás para el prototipo evaluado.

Conclusiones

En virtud a estos resultados, se pudo establecer que el rendimiento promedio en la producción de biogás del digester evaluado para estas condiciones llegó al 75% del rendimiento máximo obtenido en el laboratorio. Esto demuestra que se pueden lograr muy buenos resultados cuando la tecnología es apropiada y se maneja adecuadamente. La experiencia desarrollada en este trabajo podrá ser replicada e implementada en cualquier sistema, esto posibilita realizar mejoras en el proceso con el fin de aumentar el rendimiento de la conversión del sustrato utilizado a energía. Se deberán implementar experiencias similares con diferentes cargas orgánicas, condiciones de biodigestión y con otros biodigestores, a fin de poder apreciar cuáles son las variables más importantes a considerar en el proceso a fin de mejorar los rendimientos de los biodigestores de pequeña y mediana escala.

Agradecimientos

Malvina, Milton, Ignacio y Santiago (Escuela N° 6253 “Jose de San Martín”); a Héctor (Productor)

Referencias

- Huerga, I. H., Butti, M H., Massigoge, I, Intaschi, D., Pusineri, L. & Justianovich, S. (2017). *Generación de Biogás*. (pp. 56) Ediciones INTA.
- Lossie, U. & Pütz, P. (2008). *Targeted control of biogas plants with the help of FOS/TAC*. Practice Report Hach-Lange.
- Torrella, S. B., Alonso, E. E. M. & Alonso, Y. P. (2004). Evaluación del funcionamiento de una pequeña planta de biogás. *Revista de Producción Animal (Camaguey, Cuba)*, 16(02), 143-148.
- Venturelli, L., Butti, M. & Huerga, I. (2014). *Biodigestores de Pequeña Escala un Análisis Práctico Sobre su Factibilidad*. (104 p). Ediciones INTA.

Efectos del tratamiento alcalino de biomasa residual en la producción de biohidrógeno – resultados preliminares

Artículo corto



Horacio Campaña*; Ariel Airasca; Nadia Dietrich

Universidad Tecnológica Nacional-Facultad Regional Bahía Blanca – Argentina

*hcampana@frbb.utn.edu.ar

Resumen

La industrialización de la producción de pera en Argentina genera desechos orgánicos (bagazo), que pueden contener algunos compuestos no fácilmente biodegradables. La digestión anaeróbica es una alternativa para resolver el tratamiento de distintos sustratos, convirtiéndolos parcialmente en energía limpia. En algunos casos, el sustrato puede ser sometido a un tratamiento previo para facilitar su degradabilidad. En este trabajo se evaluó la generación de biohidrógeno mediante fermentación oscura (termofílica) a partir de codigestión de estiércol bovino y bagazo de pera (con y sin tratamiento previo). El pretratamiento fue de tipo químico (alcalino) con hidróxido de calcio y en forma preliminar se midió un aumento de más del 50% del volumen generado de hidrógeno durante la primera etapa de la codigestión anaeróbica (acidogénesis-acetogénesis).

Palabras clave:

Biohidrógeno;
Residuos
Agroindustriales;
Tratamiento Alcalino.

Residual biomass alkaline treatment and biohydrogen production – preliminary results

Abstract

Industrialization of pear production in Argentina generates organic wastes and it can contain several compounds with low or difficult biodegradability. Anaerobic digestion is an alternative in order to solve the treatment of mixed substrates, obtaining clean energy. In some cases, the substrates can be pretreated before anaerobic digestion improving biodegradability. In this work the generation of biohydrogen was evaluated by dark fermentation (thermophilic) from codigestion of bovine manure and pear bagasse (with and without previous treatment). Pretreatment was chemical (alkaline), by calcium hydroxide and the preliminary results showed biohydrogen increased more than 50% during first anaerobic digestion stage (acidogenesis-acetogenesis).

Keywords:

Biohydrogen; Agro-
Industrial Wastes;
Alkaline Treatment.

Forma de citar: Campaña, H., Airasca, A. & Dietrich, N. (2020). Efectos del tratamiento alcalino de biomasa residual en la producción de Biohidrógeno – Resultados preliminares. *RedBioLAC*, 4, 60-64.

Introducción

En los últimos años, ha adquirido importancia el reemplazo de la energía proveniente de combustibles fósiles por fuentes renovables; por ejemplo, mediante la digestión anaeróbica de residuos agroindustriales, en los que se obtienen subproductos de valor agregado, tales como biogás (CH_4 , H_2), biol y digesto con valor fertilizante. La producción de biohidrógeno ha adquirido mayor interés por tratarse de un tipo de energía cuya utilización no genera gases efecto invernadero, y puede obtenerse a partir de biomasa (Ntaikou *et al.*, 2010). En Argentina, la producción de peras se localiza principalmente en la región de los valles norpatagónicos (provincias de Río Negro y Neuquén). La producción de pera en el año 2019 fue de 564 607 toneladas, generando aproximadamente un 20% de residuos (especialmente en la elaboración de jugos). La tecnología de tratamiento anaeróbico es sustentable, y resuelve el pasivo económico y ambiental que supone la generación y gestión de residuos agroindustriales. El proceso de digestión anaeróbica está formado por etapas consecutivas con los productos gaseosos finales que son metano y dióxido de carbono.

La producción microbiológica de hidrógeno es característica de la primera etapa de la digestión anaeróbica (acidogénica-acetogénica), llamada fermentación oscura, mediante bacterias anaerobias facultativas y/o estrictas. Se pueden utilizar diversos tipos de sustratos, que en algunos casos pueden contener material lignocelulósico de difícil degradación para los microorganismos. A efectos de optimizar el proceso es posible someter estos residuos a un tratamiento que modifique su estructura fisicoquímica, y aumente su digestibilidad (Kratky & Jirout, 2011). Existen tratamientos químicos (ácidos, alcalinos y solventes), físicos y biológicos, combinaciones entre ellos, aplicados a distintos tipos de biomasa. Entre los tratamientos alcalinos se emplean bases como hidróxido de sodio, hidróxido de calcio u óxido de calcio, hidróxido de potasio, amoníaco acuoso, hidróxido de amonio, entre otros (Zumar Bundhoo *et al.*, 2015; Kim *et al.*, 2015). La composición fisicoquímica de la biomasa y las condiciones de tratamiento (concentración, humedad, temperatura, pH y tiempo de contacto) determinan los rendimientos finales de azúcares disponibles para la fermentación (Rodrigues *et al.*, 2016).

En este trabajo se investigó el tratamiento alcalino con hidróxido de calcio (cal) aplicado al bagazo de pera y los efectos sobre los procesos de fermentación oscura, midiendo las variaciones en la producción de biohidrógeno.

Metodología

Se emplearon como sustratos: a) desechos de pera de variedad *Packham's Triumph* (bagazo) obtenidos a partir

de frutos con certificación, provenientes de la región de Río Negro – Argentina y b) estiércol de origen vacuno. Se utilizó hidróxido de calcio anhidro (Anedra 95-100,5% USP). Como parte del pretratamiento alcalino, el bagazo de pera fue mezclado con hidróxido de calcio ($0,1\text{g de Ca(OH)}_2/\text{g de biomasa seca}$) mantenido temperatura de $55\text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 h. Todos los ensayos se realizaron por triplicado y la carga másica inicial de cada digestor fue 50% bagazo de pera y 50% estiércol vacuno, con una concentración aproximada de 6-7% de materia seca completando volumen con agua destilada (en base a experiencias previas). El pH inicial fue ajustado en 8,5 con solución de hidróxido de sodio. El modo de operación fue discontinuo (reactores “batch”), utilizando frascos de vidrio tipo Erlenmeyer de 2 litros (40% volumen libre) con válvulas para facilitar la operación y muestreo del proceso. El biogás generado por cada reactor fue almacenado en una probeta de vidrio graduada, que contenía una solución ácida (con indicador) midiendo volumen generado por desplazamiento líquido. Antes de la ejecución de los ensayos se realizó un barrido con nitrógeno gaseoso para desplazar el aire de los reactores. El tiempo de digestión fue de aproximadamente 48 horas y los reactores operaron en condiciones termofílicas ($55\text{ }^\circ\text{C}$) mediante un baño termostático. Dentro del mismo, los reactores se mantuvieron recubiertos para evitar la incidencia de la luz (fermentación oscura), con agitación manual discontinua. Las mediciones fisicoquímicas (pH, conductividad eléctrica, Materia seca, Materia Orgánica, Sólidos volátiles, Nitrógeno total, Fósforo, DQO, alcalinidad, ácidos grasos volátiles) se llevaron a cabo según métodos estándar (Miner, 2006). El Fraccionamiento de la Materia Orgánica (FMO) se realizó por el método de Kononova (1961), aunque los compuestos hidrosolubles fueron extraídos por el procedimiento recomendado por Stevenson (1965). La caracterización inicial de los sustratos incluyó los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica (mS/cm), % Materia Seca, % Materia Orgánica, % Carbono Orgánico, % Sólidos volátiles, % Sólidos fijos, FMO (%), % Nitrógeno total (Kjeldahl) y Fósforo (mg fosfato/g MS).

La caracterización de los reactores al final de cada ensayo incluyó DQO total y filtrada (mg/l), Alcalinidad (mg CaCO_3/L) y Ácidos Grasos Volátiles (mg CaCO_3/L). Durante cada ensayo se realizaron muestreos intermedios (cada 12 horas) midiendo los siguientes parámetros: pH, Alcalinidad, Ácidos Grasos Volátiles, volumen de gas generado (mL), temperatura del baño y temperatura de la muestra. La extracción de biogás para determinar composición se realizó con jeringa (septum de la probeta graduada). La composición de biogás fue determinada por medio de cromatógrafo gaseoso, Perkin Elmer Clarus 500 CG, con columna Hysep N 80/100-6'x 1/8" SS, y flujo de nitrógeno (19,0 PSI, flujo 25,0 ml/minuto). El detector de conductividad térmica operó a $130\text{ }^\circ\text{C}$, el horno a $65\text{ }^\circ\text{C}$, y la columna a $100\text{ }^\circ\text{C}$.

Resultados y discusión

La cáscara de pera contiene una cantidad importante de celulosa/hemicelulosa. En el bagazo de pera tratado, la fracción Hidrosoluble (65,5%) aumentó y la fracción

Celulosa /Hemicelulosa (31%) disminuyó (Tabla 1). El aumento de la fracción Hidrosoluble en el bagazo de pera con tratamiento podría deberse además a que el orujo de pera contiene compuestos fenólicos más solubles en agua a 60 °C, y en menor medida a 20 °C (Agüero *et al.*, 2017).

Tabla 1 | Caracterización de estiércol, y bagazo de pera (con y sin tratamiento).

Parámetro	Unidades	Estiércol	Bagazo Pera	Bagazo Pera tratado
pH	-	7,17	4,04	9,74
Conductividad	mS/cm	1,95	0,8	4,3
Materia orgánica (MO)	% MS	58,17	97,38	85,95
Carbono orgánico	% MS	33,74	56,48	49,85
Sólidos Volátiles (SV)	% MS	59,12	97,6039	89,96
Nitrógeno total (NTK)	% MS	0,26	0,21	0,57
Fosforo	mg PO ₄ ²⁻ /g MS	2,67	0,38	0,41
Materia seca (MS)	%	18,72	15,59	15,39
F. Hidrosoluble	% MO	8,4	47,2	65,52
F. Liposoluble	% MO	4,85	5,35	3,26
F. Celulosa Hemicelulosa	% MO	54,83	47,35	31,02
F. Lignina	% MO	31,92	0,2	0,1

Los parámetros iniciales y finales de los reactores PB (bagazo de pera) y PT (bagazo de pera tratado), luego del ensayo, presentaron modificaciones de escasa magnitud, en los parámetros: materia orgánica, carbono orgánico, sólidos volátiles, materia seca, NTK, Fósforo, y DQO filtrada. En

cambio, el pH final de los reactores PB y PT fue 4,62 y 5,47 respectivamente, lo que demostró el efecto tampón del tratamiento alcalino en la primera etapa del proceso de digestión anaeróbica (Tabla 2).

Tabla 2 | Caracterización de reactores anaeróbicos PB y PT.

Parámetro	Unidades	PB inicial	PB final	PT inicial	PT final
pH	-	8,5	4,62	8,53	5,47
Conductividad	mS/cm	2,1	2,9	2,8	4,5
Materia orgánica	%MS	69,86	71,73	66,68	67,39
Carbono orgánico	%MS	40,52	41,61	38,68	39,09
Sólidos Volátiles	%MS	70,49	72,17	67,82	68,49
Materia seca (MS)	%	7,33	6,85	6,97	6,43
Nitrógeno total (NTK)	%MS	0,4	0,39	0,67	0,77
DQO filtrada	mg/L	38 300	32 533	31 200	28 333
Fósforo	mg PO ₄ ²⁻ /g MS	5,29	5,58	3,59	5,93
Alcalinidad	mg CaCO ₃ /L	923,4	0	1949,4	102,6
Ácidos Grasos Volátiles	mg CaCO ₃ /L	1 463,4	4 390,2	2 357,7	3 739,8

En los reactores PB (bagazo sin tratar) se obtuvo una producción promedio máxima de gas de 1 057 mL, con un pH promedio de 5,17 a 23,5 horas del inicio del ensayo. Los reactores PT (bagazo tratado) tuvieron máxima producción promedio de gas de 2 043 mL con pH promedio 5,71 (período de tiempo similar) (Figura 1).

En los reactores PT el volumen acumulado promedio de biogás producido fue de 3 550 mL, más de 50% mayor que

en los reactores PB (2 297 mL) (Figura 2). La composición del biogás en las primeras horas de operación de los digestores fue exclusivamente dióxido de carbono. En los muestreos siguientes, el contenido de hidrógeno en el biogás alcanzó 28% (PB), y 32% (PT), completando la composición el dióxido de carbono, sin presencia detectable de metano en ninguno de los casos.

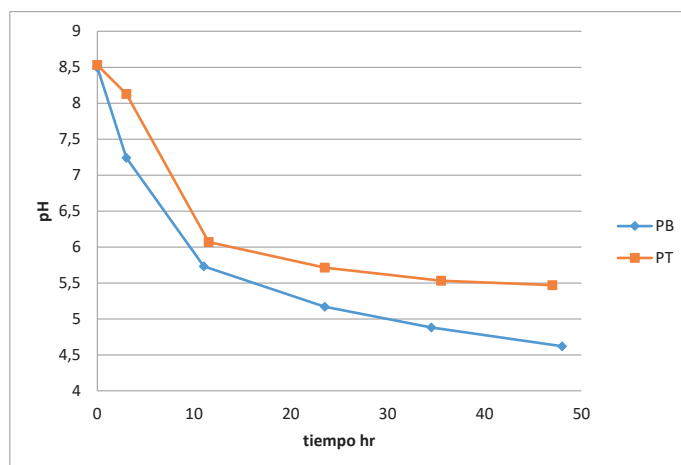


Figura 1 | Variación temporal (promedio) de pH de reactores PB y PT.

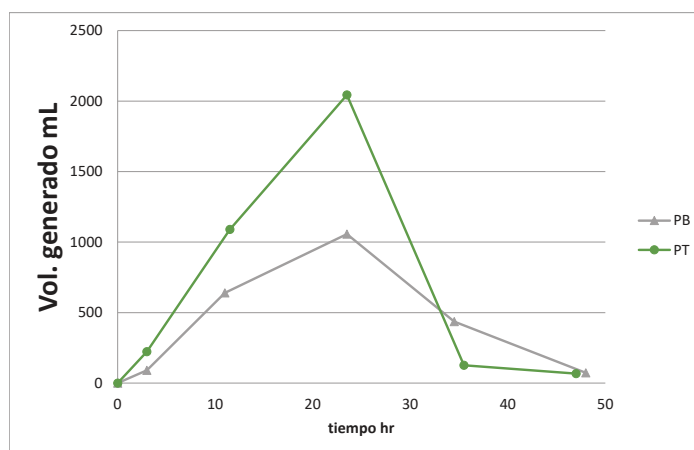


Figura 2 | Variación temporal (promedio) del Volumen de biogás generado en reactores PB y PT.

En el proceso de digestión anaeróbica bajo estudio, las bacterias acidogénicas consumieron los carbohidratos solubilizados, y generaron hidrógeno y sustancias orgánicas en forma de ácidos grasos volátiles (ácidos acético, butírico, propiónico, láctico, entre otros) como productos finales (Pavlostathis, 2011; Hallenbeck, 2013), que disminuyen el pH y puede causar efectos inhibitorios en las bacterias productoras de hidrógeno (Soares *et al.*, 2019).

En los procesos anaeróbicos, los dos principales factores que afectan el pH son los contenidos de ácido carbónico y de ácidos grasos volátiles. El pH y la capacidad buffer en un sistema anaeróbico es completamente dependiente del equilibrio entre el gas carbónico y el bicarbonato que regula la concentración del ion hidrógeno (Rittmann & Mccarty, 2001).

El pretratamiento alcalino mejora la digestibilidad de la biomasa de mayor complejidad estructural, y también proporciona alcalinidad adicional, neutralizando la producción de ácido y compensando la disminución de pH durante la primera etapa del proceso de digestión anaeróbica.

Conclusiones

De los resultados obtenidos se concluyó que el bagazo de pera con tratamiento alcalino previo incrementó su conversión en biohidrógeno durante la primera etapa de codigestión anaeróbica. El hidróxido de calcio, como pretratamiento, transformó los residuos de composición compleja en compuestos más fáciles de degradar microbiológicamente, y también aumentó la capacidad tampón del sistema en este proceso de fermentación oscura.

Referencias

Agüero M.S., Buglione M.B., Martínez D.A., Filippi M.V., Cayolo F., Maldonado J.F. Compuestos poli fenólicos en bagazo de pera y manzana. *XVI Congreso Argentino de Ciencias y Tecnología de Alimentos*. Mar del plata, Argentina. 2017. https://www.academia.edu/38354603/compuestos_polifenolicos_en_bagazo_de_pera_y_manzana (consultado el 2 de julio 2020)

- Hallenbeck P. Chapter 2 - *Fundamentals of Biohydrogen*. In: LARROCHE, A. P.-S. C. C. H. (ed.) *Biohydrogen*. Amsterdam: Elsevier, 2013.
- Kim, J. S., Lee, Y. Y. & Kim, T. H. (2016). A review on alkaline pretreatment technology for bioconversion of lignocellulosic biomass. *Bioresource technology*, 199, 42-48. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.085>
- Kononova, M. M. (1961). *Soil organic matter; its nature, its role in soil formation and in soil fertility*. Pergamon Press.
- Kratky, L. & Jirout, T. (2011). Biomass size reduction machines for enhancing biogas production. *Chemical Engineering & Technology*, 34(3), 391-399. <https://doi.org/10.1002/ceat.201000357>
- Miner, G. (2006). Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Water Works Association. Journal*, 98(1), 130.
- Ntaikou, I., Antonopoulou, G. & Lyberatos, G. (2010). Biohydrogen production from biomass and wastes via dark fermentation: a review. *Waste and Biomass Valorization*, 1(1), 21-39. <https://doi.org/10.1007/s12649-009-9001-2>
- Pavlostathis, S. (2011). *Kinetics and Modeling of Anaerobic Treatment and Biotransformation Processes*. *Comprehensive Biotechnology*, Burlington, United States: Academic Press.
- Rittmann B.E. & Mccarty P.L. (2001). *Biología del medio ambiente. Principios y Aplicaciones*. España: McGraw Hill.
- Rodrigues, C. I. S., Jackson, J. J. & Montross, M. D. (2016). A molar basis comparison of calcium hydroxide, sodium hydroxide, and potassium hydroxide on the pretreatment of switchgrass and miscanthus under high solids conditions. *Industrial Crops and Products*, 92, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2016.08.010>
- Soares, J. F., Confortin, T. C., Todero, I., Mayer, F. D. & Mazutti, M. A. (2020). Dark fermentative biohydrogen production from lignocellulosic biomass: Technological challenges and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 117, 109484. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109484>
- Stevenson, F.J. (1965). *Gross Chemical Fractionation of Organic Matter In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. C.A. Black, D.D. Evans, L.E. Ensminger & F.E. Clark. (ed.). Madison, United States: American Society of Agronomy.
- Zumar Bundhoo M.A., Mohee, R. & Ali Hassan, M. (2015). Effects of pre-treatment technologies on dark fermentative biohydrogen production: a review. *Journal of environmental management*, 157, 20-48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.006>

Entendiendo la importancia de la alimentación en la digestión anaerobia

Cápsula educativa 

María Mercedes Echarte^{1,2*}; Nélica Pose¹; María Eugenia Sanz-Smachetti^{1,2}

¹Laboratorio de Biomasa y Bioenergía. Unidad Integrada Balcarce (INTA-FCA, UNMdp); ²CONICET.

*echarte.maria@inta.gob.ar

Resumen

Los sustratos con los que se alimenta un digestor anaeróbico proveen la materia y la energía que los microorganismos que lo habitan necesitan para reproducirse y ejercer sus funciones. Cuando un microorganismo utiliza alguno de estos sustratos, genera productos de degradación que, a su vez, sirven de alimento para otros microorganismos presentes en el biodigestor, para así originar las etapas de la digestión anaerobia (DA): hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. El trabajo en equipo de estos microorganismos es lo que permite llevar a cabo la degradación total de la materia orgánica hasta transformarla en moléculas simples (CO_2 y CH_4). Si bien frecuentemente los biodigestores se operan en forma intuitiva, existen algunos parámetros que permiten entender mejor su funcionamiento, identificar las razones de algunas fallas y realizar ajustes que mejoren la eficiencia de la degradación de la materia orgánica y la producción de biogás.

Palabras clave:

Sustrato;
Microorganismos;
Eficiencia; Fallas.

Understanding the importance of diet in anaerobic digestion

Abstract

The substrates with which an anaerobic digester is fed provide the matter and energy that the microorganisms that inhabit it need to reproduce and perform their functions. When a microorganism uses any of these substrates, it generates degradation products that, in turn, serve as food for other microorganisms present in the biodigester, thus giving rise to the successive stages of anaerobic digestion (AD): hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis and methanogenesis. The teamwork of these microorganisms is what allows to carry out the total degradation of organic matter to transform it into simple molecules (CO_2 and CH_4). Although biodigesters are frequently operated intuitively, there are some parameters that allow us to understand why the process works the way it works, identify the reasons for some failures and make adjustments that improve the efficiency of the degradation of organic matter and the production of biogas.

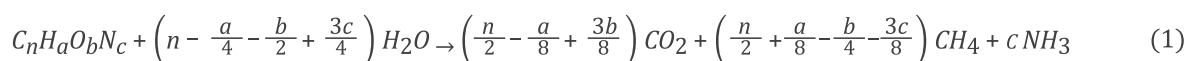
Keywords:

Substrate;
Microorganisms;
Efficiency; Failures.

Forma de citar: Echarte, M. M., Pose, N. & Sanz Smachetti, M. E. (2020). Entendiendo la importancia de la alimentación en la digestión anaerobia. *RedBioLAC*, 4, 65-69.

¿Por qué la relación C/N es tan importante para la digestión anaerobia?

Dijo el filósofo alemán Ludwig Feuerbach “somos lo que comemos” sin saber que los microorganismos no escapaban a su teoría. Los sustratos óptimos para la DA serán aquellos cuya composición se asemeje a la composición de la



Donde n , a , b y c son los coeficientes estequiométricos de las moléculas biodegradables.

Pero los microorganismos necesitan además otros elementos críticos para la producción de nuevas células y

microbiota. Los principales componentes de la célula de un microorganismo son el carbono (C), el nitrógeno (N), el oxígeno (O) y el hidrógeno (H) (Tabla 1). Conociendo la cantidad de estos 4 elementos en el sustrato, sería posible estimar la cantidad de biogás (y de metano) que se obtiene en el proceso (Ecuación 1) (Buswell & Neave, 1930):

diferentes elementos traza para mantener su función (por ejemplo, Fe, Ni, Co, Mb, Se, W, Zn, Mn, Cu, vitaminas). A estos requerimientos se suman la preferencia por ciertas condiciones ambientales que resultan tan importantes para la digestión como lo es la composición del sustrato.

Tabla 1 | Composición elemental aproximada de una célula bacteriana.

Componente	C	O	H	N	P	S	K	Na	Ca	Mg	Fe	Otros
% (peso seco)	50	20	14	8	3	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5

Fuente: Madigan & Martinko, 2006

Pese a lo complejo del sistema, la simple relación entre el contenido de carbono y de nitrógeno (relación C/N) resulta una herramienta útil para ajustar la dieta de un consorcio microbiano y así mantener la eficiencia en la producción de biogás (Tabla 2). Una baja relación C/N podría llevar a una inhibición del proceso por amoníaco, mientras que una alta relación sometería a las bacterias a una deficiencia de N que comprometería su crecimiento y, por lo tanto, la eficiencia del proceso (Mao, C. *et al.*, 2015). Diferentes factores afectan la relación C/N óptima para un determinado sustrato (por ejemplo, deficiencias de otros compuestos, eficiencia de degradación, naturaleza de la fuente carbonada, temperatura). Aunque no es posible definir un único valor que asegure el funcionamiento óptimo de la DA, se considera que un sustrato simple o complejo con una relación C/N entre 10 y 30 resulta apropiado para lograr un sistema estable (Esposito *et al.*, 2012; Mata-Alvares *et al.*, 2014). Si se considera, por ejemplo, un biodigestor alimentado con guano (sustrato de alto contenido de N) cuya producción de biogás resulta llamativamente baja. Con base en la información presentada en la Tabla 2, y aún cuando no sea posible conocer con precisión el contenido de C o N de los sustratos disponibles, podría mejorarse la eficiencia del proceso agregando algún sustrato rico en C (por ejemplo, estiércol de caballo o residuos vegetales).

Y como en la variedad está el buen gusto, cuanto más variada sea la composición del sustrato, mayor será la diversidad de componentes disponibles para el crecimiento. Sustratos

complejos de composición heterogénea permiten mayor variedad de microorganismos especializados y favorecen el desarrollo de un sistema más estable y robusto (Mata-Alvares *et al.*, 2014; Ebner *et al.*, 2016).

Tabla 2 | Relación C/N de algunos sustratos utilizados en la producción de biogás.

Material	C/N
Estiércol vacuno	6-25
Guano de aves	3-19
Estiércol porcino	5-15
Estiércol equino	20-50
Paja trigo	50-60
Paja de arroz	47-67
Paja de cebada	70
Rastrojos de maíz	50-63
Sorgo	40-70
Bagazo de caña	118-150
Pulpa y cascarilla de café	20-70
Frutas y hortalizas	7-35
Vísceras de frigorífico	4-15
Residuos de comida	3-20

Fuente: Varnero (2011), Shnürer y Jarbis (2018), Calzada *et al.* (1981), Subhash y Dutta (2018), Díaz (2015), Zhang *et al.* (2016)

¿Cómo afectan las condiciones del proceso a la digestión de los sustratos?

Los microorganismos necesitan ciertas condiciones para digerir adecuadamente los sustratos. La temperatura, el pH y parámetros como la tasa de carga orgánica (TCO, sobre el cual profundizaremos en la próxima sección) y el tiempo de residencia (TR) determinan cuán bien pueden ser transformados los sustratos. Dado que el consorcio responsable de la digestión es una mezcla compleja de microorganismos con diferentes requerimientos, las condiciones de operación deberán satisfacer los requerimientos de la mayor cantidad de microorganismos posibles, ya que será imposible lograr simultáneamente un ambiente perfecto para todos ellos.

Las condiciones óptimas del proceso son aquellas en las cuales los organismos crecen más rápidamente y trabajan de forma más eficiente. Éstos son capaces de adaptarse en cierto grado a determinadas condiciones ambientales e incluso toleran pequeñas fluctuaciones de temperatura (el rango tolerado dependerá de la temperatura de trabajo y de la duración de la perturbación) y de pH (entre 7 y 8,5). Los microorganismos productores de metano (metanógenos) son los de menor velocidad de duplicación y los más sensibles a las fluctuaciones del ambiente. Por lo tanto, la metanogénesis es la etapa más crítica y desafiante del proceso. Por ejemplo, si el ambiente cambia severamente afectando a la etapa metanogénica, los organismos fermentativos continuarán produciendo ácidos grasos y alcoholes (intermediarios de la DA) los que, al no ser consumidos por los metanógenos, se acumularán rápidamente, acidificando el sistema e interrumpiendo el proceso.

Ajustando el proceso a las características de los sustratos... los microorganismos marcan el ritmo

Para que el proceso no se detenga es necesario alimentar al sistema continuamente. La TCO indica la cantidad de nueva materia orgánica que se ofrece a los microorganismos por unidad de tiempo. Para definir este parámetro, es necesario conocer la cantidad de sólidos totales (ST) y la proporción de materia orgánica -en términos de sólidos volátiles (SV) o demanda química de oxígeno (DQO)- presentes en el sustrato. La TCO estará estrechamente vinculada a las características del sustrato y a la actividad de los microorganismos. Cuando un proceso de digestión se inicia (arranque o *start up*), es recomendable alimentar con una baja TCO para que los microorganismos se adapten al sustrato y las bacterias metanógenas se multipliquen (Angelidaki *et al.*, 2006). Un sistema que contenga gran cantidad de sustratos con pocos microorganismos podría producir una acumulación de material no degradado con la consecuente acidificación e interrupción del sistema. Una vez alcanzada la estabilidad del sistema, los valores de TCO pueden aumentar hasta alcanzar valores que dependerán de las características del sustrato, de la temperatura de digestión y del TR (Yang *et al.*, 2019), que

es el tiempo requerido para reemplazar todo el volumen del biodigestor. La velocidad a la cual se puede incrementar la TCO dependerá de la composición de los sustratos: los de fácil digestión (por ejemplo, almidón, azúcares) permiten ajustar la TCO más rápido que los más difíciles de digerir (por ejemplo, celulosa). Además, la codigestión de sustratos permite aumentar la TCO a mayor velocidad que si se alimenta con un único sustrato. Conociendo la composición de los diferentes sustratos, se pueden preparar mezclas de codigestión que permiten optimizar y maximizar la TCO para un determinado proceso.

En un biodigestor de operación continua, semicontinua o intermitente, se renueva periódicamente una fracción del volumen mediante el agregado de sustrato y remoción de digerido, manteniendo constante el volumen del sistema. Si el tiempo de residencia es muy corto, los microorganismos podrían no alcanzar la tasa de duplicación necesaria y serían lavados del sistema, mientras que tiempos de residencia largos permiten una mayor adaptación de los microorganismos a sustancias inhibitorias (por ejemplo, amoníaco). El tiempo de residencia determina en qué proporción los sustratos serán degradados y se ajusta junto con la TCO en base a la digestibilidad de los sustratos. Por lo general, altas tasas de carga orgánica van acompañadas por tiempos de residencia más largos.

La relación FOS/TAC como herramienta de monitoreo

El monitoreo del biodigestor ayuda a asegurar su funcionamiento exitoso. Comprender la eficiencia, la capacidad y la tendencia del proceso permite tomar decisiones apropiadas para su control. Cuanto más variable es la composición del sustrato, más necesario es hacer un monitoreo frecuente. Si bien el pH del medio es un parámetro crítico que refleja las condiciones de funcionamiento, su respuesta es tardía y en ocasiones difícil de interpretar. Por otra parte, algunos cambios inducidos por la carga de sustratos o las condiciones de operación demoran hasta alterar significativamente el desempeño del biodigestor. Entre las herramientas de monitoreo, la relación entre los ácidos orgánicos volátiles (AGV) y la capacidad buffer del sistema (alcalinidad total, AT) nos permite evaluar la estabilidad del proceso y detectar en forma temprana el riesgo de acidificación. Los AGV son los principales intermediarios en la digestión anaerobia y se acumulan ante cualquier desbalance del proceso. Cuando el pH es bajo (generalmente menor a 5, aunque existen algunos microorganismos capaces de vivir a pH aún menor (Bräuer *et al.*, 2006)), la forma no disociada de estos AGV atraviesa la membrana de los microorganismos y destruye su homeostasis. La formación continua de ácidos requiere que el sistema tenga una capacidad reguladora dada por sustancias básicas, que le permitan mantener un pH neutro.

En la digestión anaerobia, la capacidad reguladora está dada por iones bicarbonato o carbonato en equilibrio con dióxido de carbono. Si el balance en la relación producción/consumo de AGV cambia drásticamente, esta capacidad podría agotarse, el pH descender y así inhibirse la actividad de los microorganismos. La determinación de la relación AGV/AT (o relación FOS/TAC) (Jenkins *et al.*, 1983) es una metodología sencilla y de bajo costo que permite anticipar desvíos del proceso de digestión; consta de titulaciones sucesivas del medio con ácido sulfúrico que permiten calcular AT y AGV de acuerdo con las ecuaciones 2 y 3, respectivamente:

$$AT \text{ (mg CaCO}_3\text{/L)} = 250 \times A \quad (2)$$

$$AGV \text{ (mg HAc/L)} = (1,66 \times B - 0,15) \times 500 \quad (3)$$

Donde A es el volumen de H₂SO₄ 0,1N (en ml) consumido para llevar 20 ml de medio de digestión desde su pH original

hasta 5; y B es el volumen de medio de digestión necesario para llevar el mismo medio de pH 5 a 4.4.

Al calcular el cociente AGV/AT es posible obtener un único valor que permite guiar decisiones acerca de la alimentación del biodigestor tal como se muestra en la Tabla 3. Las causas de desbalance del sistema suelen no ser fáciles de diagnosticar, por ejemplo, los síntomas de toxicidad o deficiencias suelen ser muy similares. En estos casos, ensayos de digestión en el laboratorio (generalmente en discontinuo o *batch*, Figura 1A) son útiles para asistir en la toma de decisiones y ejecución de medidas correctivas. En situaciones donde es posible la intoxicación del sistema por acumulación de algún producto (por ejemplo, acumulación de amoníaco cuando se alimenta con guano de gallina) los ensayos en discontinuo no suelen dar información apropiada y es necesario recurrir a ensayos en sistemas continuos para hacer una evaluación más certera (Figura 1-B).

Tabla 3 | Posibles diagnósticos y medidas correctivas en relación con valores de AGV/AT.

AGV/AT	Diagnóstico	Medida
>0,5	Sistema inestable, posible sobrealimentación	Detener la alimentación
0,4 - 0,5	Sistema ligeramente inestable trabajando en alta carga, vigilar estrechamente	Reducir la TCO
0,3 - 0,4	Carga óptima de trabajo, producción de biogás máxima	Mantener la TCO
0,3 - 0,2	Sistema trabajando por debajo de su capacidad	Aumentar lentamente la TCO
<0,2	Sistema subalimentado	Aumentar la TCO



Figura 1 | A: ensayo de producción de biogás en *batch* en el laboratorio. B: producción de biogás en sistema continuo en planta piloto. Laboratorio de Biomasa y Bioenergía-Unidad Integrada Balcarce (INTA-FCA, UNMdP).

Referencias

- Angelidaki, I., Chen, X., Cui, J., Kaparaju, P. & Ellegaard, L. (2006). Thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of household municipal solid waste: start-up procedure for continuously stirred tank reactor. *Water Research*, 40, 2621-2628. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.05.015>
- Bräuer, S., Yashiro, E., Ueno, N., Yavitt, J. & Zinder, S. (2006). Characterization of acid-tolerant H₂/CO₂-utilizing methanogenic enrichment cultures from an acidic peat bog in New York State. *FEMS Microbial Ecology*, 57, 206-216. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00107.x>
- Buswell, A. M. & Neave, S. L. (1930). *Laboratory studies of sludge digestion*. Department of Registration and Education. Bulletin N°30.
- Ebner J. H., Labatut, R. A., Lodge, J. S., Williamson, A. A., Trabold, T. A. (2016). Anaerobic codigestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects. *Waste Management*, 52, 286-294. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.046>
- Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, A., Liotta, F., Panico, A. & Pirozzi, F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 11(4), 325-341. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8>
- Jenkins S. R., Morgan, J. M. & Sawyer, C. L. (1983). Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Journal Water Pollution Control Federation*, 55(5), 448-453.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X. & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540-555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Mata-Alvares, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M. & Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 412-427. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>
- Yang, Q., Wu, B., Yao, F., He, L., Chen, F., Ma, Y., Shu, X., Hou, K., Wang, D. & Li, X. (2019). Biogas production from anaerobic co-digestion of waste activated sludge: co-substrates and influencing parameters. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18, 771-793. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09515-y>

Digestión anaerobia acoplada a la producción de biomasa microalgal para el tratamiento integrado de residuos de alimentos

Artículo largo



Tiago B. Ferreira; Andrés F. Torres-Franco; Luísa O. Ferreira; César R. Mota; Cláudio L. Souza; Fabiana Passos*

Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil

*fabiana@desa.ufmg.br

Resumen

En este trabajo se evaluó el desempeño de una plataforma en escala demostración para el tratamiento de residuos de alimentos, compuesta por un digestor anaerobio de mezcla completa (18,8 m³) y una laguna algal de alta tasa (LAAT) (1,25 m³). El digestor operó a temperatura ambiente (20-28 °C) con una tasa de aplicación de 0,36 kg SV/m³·d y presentó un comportamiento estable durante los 260 días de monitoreo. Los resultados indicaron una remoción de 70% de sólidos volátiles (SV) y un rendimiento de 0,37 m³ CH₄/kg SV en el digestor. El pos-tratamiento del digestato en la LAAT permitió la remoción del 53-56% de materia orgánica en DQO y 48-85% de nitrógeno total, adecuando el efluente para su futuro aprovechamiento. La biomasa microalgal puede ser convertida en sub-productos, como biofertilizante agrícola o bioenergía, al aumentar el potencial del acople Digestor Anaerobio-LAAT para tratar residuos de alimentos y a la vez generar productos de interés.

Palabras clave:

Biogás; Laguna Algal de Alta Tasa; Microalgas; Residuo Orgánico; Subproductos.

Anaerobic digestion and microalgal biomass production for an integrated treatment of food waste

Abstract

This work evaluated a demonstration-scale system for food waste treatment, composed of an Anaerobic Digester (18.8 m³) and a High Rate Algal Pond (HRAP) (1.25 m³). The digester operated at ambient temperature (20-28 °C) and with an organic loading rate of 0.36 kg SV/m³·d, showing a stable performance during the 260 days experimental period, removing 70% of VS and attaining a methane yield of 0.37 m³ CH₄/kg SV. Digestate post-treatment in the HRAP achieved 53-56% removal of COD and 48-85% removal of total nitrogen, transforming the treated effluent as suitable for future use. Moreover, produced microalgal biomass may be converted into by-products, as agriculture biofertiliser or bioenergy. In this way, the integrated system showed great potential for organic residue treatment, while generating valuable products.

Keywords:

Biogas; By-products; High Rate Algal Pond; Microalgae; Organic Waste.

Forma de citar: Ferreira, T. B, Torres-Franco, A. F., Ferreira, L. O., Mota, C. R., Souza, C. L. & Passos, F. (2020). Digestión anaerobia acoplada a la producción de biomasa microalgal para el tratamiento integrado de residuos de alimentos. *RedBioLAC*, 4, 70-75.

Introducción

Más de 1,3 billones de toneladas de alimentos son desperdiciados anualmente, con un costo aproximado de 990 billones de dólares, pérdidas de agua, emisión de gases de efecto invernadero, pérdida de nutrientes y contaminación del suelo derivados de su disposición final inadecuada (FAO, 2010; Møller *et al.*, 2009). En este sentido, una adecuada gestión, unida al aprovechamiento del contenido de nutrientes y energía en los residuos, es un paso estratégico para una gestión más sostenible de la cadena de alimentos.

La digestión anaerobia tiene un alto potencial como estrategia de gestión de los residuos de alimentos, debido a su elevado contenido energético y su generación en gran escala, permitiendo la generación de energía a través de la producción de biogás (Lin *et al.*, 2013). Una de sus grandes limitaciones es la producción de un efluente líquido, llamado digestato, el cual contiene altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes que pueden causar impactos ambientales pero que, al mismo tiempo, le confieren un alto potencial de aprovechamiento en la generación de materias primas para nuevos procesos productivos, especialmente en la agricultura (Koszel & Lorencowicz, 2015). Una alternativa para el tratamiento del digestato es la aplicación de sistemas basados en microalgas, así se aprovechan sus nutrientes y la luz solar para la producción de biomasa microalgal (Chuka-Ogwude *et al.*, 2020). Entre estos sistemas, la laguna algal de alta tasa (LAAT) es uno de los más usados y consiste en un reactor abierto de tipo carrusel, en el que el líquido es impulsado a velocidad constante por un mezclador mecánico.

Con el fin de validar el acople entre digestión anaerobia de residuos de alimentos y sistemas con microalgas para

el tratamiento del digestato, en el presente trabajo se evaluó el desempeño de un sistema en escala demostración compuesta por un digestor anaerobio de mezcla completa y una LAAT con decantador secundario. Al igual que, la estabilidad y desempeño del sistema para producir biogás, tratar el efluente final y generar una biomasa de microalgas con potencial de reaprovechamiento.

Metodología

Unidad experimental

La plataforma de tratamiento de residuos de alimentos instalada en la Universidad Federal de Minas Gerais (UFMG) realiza el tratamiento de los residuos de los restaurantes universitarios (Figura 1) y está compuesta por una unidad de pesado, separación y trituración del residuo, un digestor anaerobio de mezcla completa, cuyo digestato después de una separación sólido-líquido, es tratado en una LAAT conectada a un decantador de placas paralelas. La operación del sistema ocurrió en un periodo de 260 días entre abril y diciembre de 2018. La preparación del sustrato alimentado al digestor fue realizada mediante la separación preliminar de materiales inertes y huesos y posterior trituración (Triturador Tritury, ACX500) con adición de agua para el ajuste de los sólidos totales de la mezcla alimentada al reactor en cerca del 5%, manteniendo la digestión por vía húmeda. El digestor fue construido en fibra de vidrio, con aislamiento lateral de lana de vidrio y capa de acero inoxidable y tiene un volumen útil de 18,8 m³. Las alimentaciones eran realizadas tres veces por semana, en régimen semi-continuo, con la utilización de una bomba helicoidal (Netsch, modelo Nemo) con caudal de 54 L/min. El digestor anaerobio fue operado sin control de temperatura y la tasa de carga orgánica (TCO) era condicionada por su estabilidad y la disponibilidad de residuos.

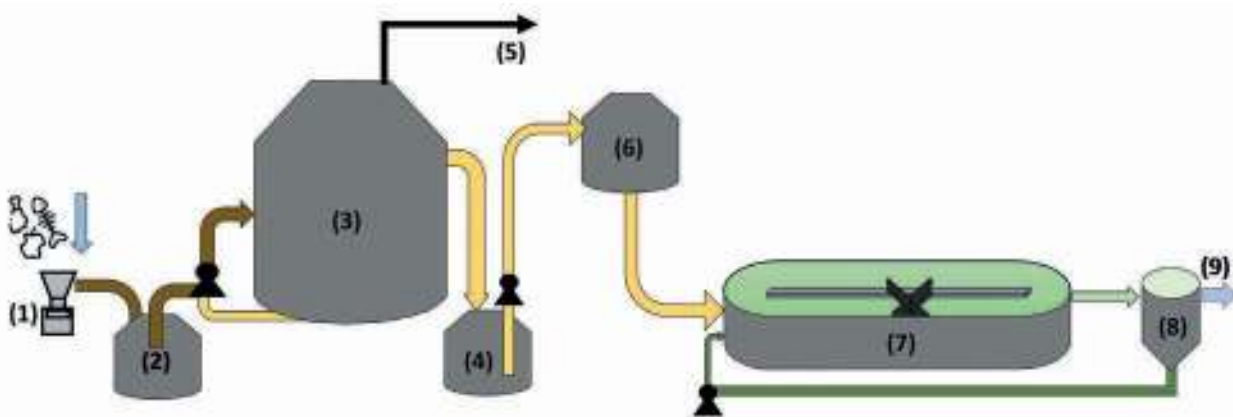


Figura 1 | Esquema del sistema incluyendo: (1) Selección, pesado y trituración húmeda del residuo de alimento; (2) Pozo de sustrato; (3) Digestor anaerobio; (4) Pozo del digestato; (5) Línea de biogás; (6) Tanque de alimentación de (7) LAAT; (8) Decantador de alta tasa; y (9) Efluente final.

La LAAT consistió en un reactor de tipo carrusel con un volumen útil de 1,25 m³ y operada con velocidad de flujo de 0,2 m/s, mantenida por un mezclador impulsado por un motor eléctrico. Una fracción del digestato era diluida con agua de abastecimiento en concentraciones (v/v) de 5% (días 0-41), 25% (días 42-210) y 50% (días 210-261) antes de la alimentación. La laguna fue operada bajo un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 10 d y un tiempo de retención de sólidos (TRS) de 18 d. El efluente de la LAAT era conducido a un decantador de placas paralelas con un volumen útil de 0,7 m³ para la separación de la biomasa y el efluente clarificado. La biomasa era recirculada con una tasa (*R*) de 50% del caudal de alimentación diario (*Q_a*) de 125 L/d.

Parámetros monitoreados:

Con respecto al digestor anaerobio, la relación de alcalinidad intermedia y parcial (AI/AP) fue utilizada según metodología presentada por (Ripley *et al.*, 1986). También fueron evaluados el pH y temperatura, así como los sólidos totales (ST) y volátiles (SV) del digestor. La producción de biogás fue monitoreada en relación al caudal en medidor de gas L.P (LAO, G4) (Ferreira *et al.*, 2020) y la temperatura (Elitech, RC-4HC), con su posterior normalización (1 atm y 0 °C). El contenido de metano en el biogás fue determinado por medidor portátil (Landtec, GEM 5000). Para el monitoreo de la LAAT, fueron medidas la demanda química de oxígeno (DQO), Nitrógeno Total Kjendahl (NTK), Nitrógeno Amoniacal Total (NAT), sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) en el afluente, efluente y biomasa. Todos los parámetros fueron

evaluados por lo menos una vez por semana, según los métodos descritos en APHA (2012). El pH en la LAAT y en el digestor, así como la temperatura en el digestor fueron medidos con un medidor de pH (Hanna, pH21), mientras que el oxígeno disuelto (OD) y temperatura de la LAAT fueron medidos directamente en la unidad con un medidor ALFAKIT AT170 (Brasil).

Resultados y discusión

Condiciones operacionales y desempeño del digestor anaerobio

El sistema anaerobio se mostró estable durante todo el periodo operacional, con pH promedio de 7,5 y relación AI/AP de 0,37 (Figura 2), valores de acuerdo con lo descrito en la literatura para pH (McCarty, 1964) y, marginalmente superior al límite para la relación AI/AP (Ripley *et al.*, 1986). El digestor operó con un promedio de 0,36 kg SV/ m³·d de TCO y 158 d de TRH. Respeto a la temperatura de operación, se registró un rango de 20,2 a 28,4 °C. La manutención del proceso a una temperatura óptima y constante es importante para la selección y activación de los microorganismos presentes en el reactor (McCarty, 1964). Sin embargo, estudios previos, sin el control de este parámetro, lograron resultados satisfactorios con un rango de 10 a 27 °C, con una TCO entre 0,08 y 1,06 kg SV/m³·d y un TRH entre 22 y 164 d (Choudhary *et al.*, 2020; Martí-Herrero *et al.*, 2018; Gulhane *et al.*, 2016).

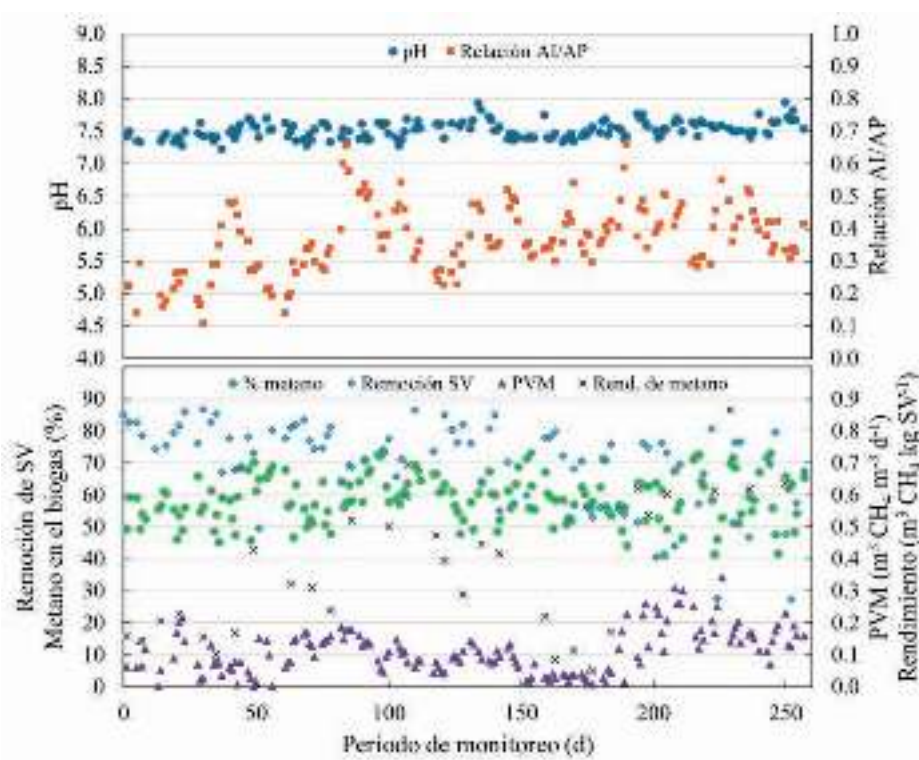


Figura 2 | Principales parámetros operacionales del digestor.

La remoción promedio de SV fue 70,4%, poco superior a los 65% observado por estudios previos (Martí-Herrero *et al.*, 2018; Ruffino *et al.*, 2015). No obstante, la mezcla del digestor se presentó insuficiente, y llevó a la sedimentación y retención de sólidos recalcitrantes. La concentración de metano en el biogás se mantuvo alrededor de 59%, en cuanto el rendimiento de metano presentó grandes rangos, con un promedio de 0,37 m³ CH₄/kg SV (Figura 2). Estos datos concuerdan con estudios realizados con condiciones operacionales similares (Choudhary *et al.*, 2020; Martí-Herrero *et al.*, 2018; Ruffino *et al.*, 2015). Sin embargo, el digestato producido mantuvo elevadas concentraciones potencialmente contaminantes, con SST, DQO y NAT de 1225 ± 125, 1857 ± 118 y 802 ± 20 mg/L, respectivamente (Torres-Franco *et al.*, 2018).

Laguna algal de Alta Tasa para el pos-tratamiento del digestato

La Figura 3 muestra las concentraciones de DQO, NTK y SST en el afluente y efluente de la LAAT, que permitió la remoción de DQO con eficiencias de 53-56% para todas las concentraciones de digestato analizadas. En relación con la concentración de SST, las eficiencias fueron de 45% para la concentración de 5% y de 76-77% durante la operación con digestato a 25% y 50% (Figura 3). Las eficiencias de remoción de NTK fueron de 48%, 63% y 85% para las mismas fases, en cuanto en NAT fue eliminado en un 94%, 73% y 81%, respectivamente. Estas eficiencias son similares a las reportadas en otras LAAT al tratar digestatos con altas concentraciones de materia orgánica y nutrientes (Ayre *et al.*, 2017).

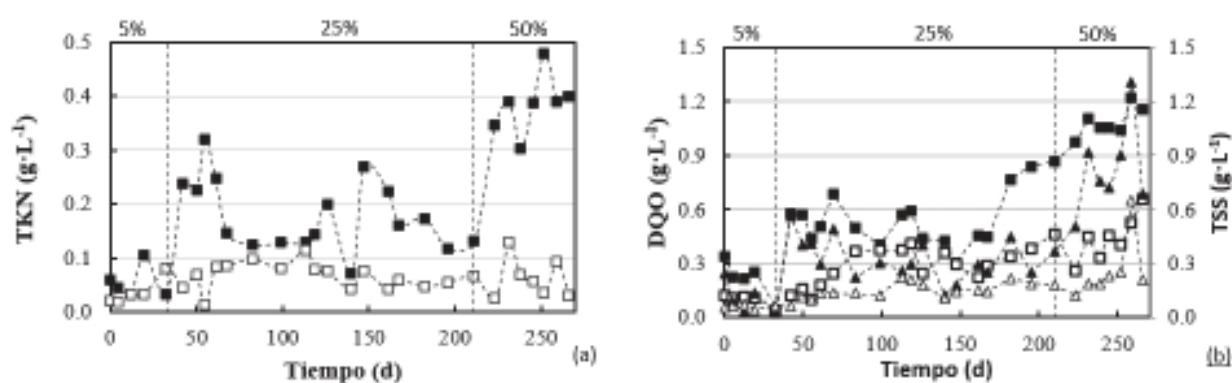


Figura 3 | Concentraciones de (a) NTK y (b) DQO en afluente (■) y efluente (□) y SST en afluente (▲) y efluente (Δ) durante la operación con digestato en concentraciones del 5%, 25% y 50% (v/v).

La foto-airación por parte de las microalgas permitió concentraciones de OD de 13, 10 y 9 mg/L y condiciones de pH de 9,2, 7,5 y 7,2 durante las fases de 5%, 25% y 50%. Estas condiciones permitieron el consumo de la DQO por parte de bacterias heterotróficas, y la eliminación del nitrógeno, principalmente asimilación y volatilización durante la fase de 5% y vía nitrificación-desnitrificación y volatilización durante 25% y 50%, estos procesos son comúnmente observados en LAATs al tratar con digestatos (de Godos *et al.*, 2014). La operación de la LAAT con concentraciones hasta del 50% demostró que el sistema puede tratar de manera eficiente digestato en cargas orgánicas hasta de 100 g DQO/m³·d, siendo que cargas mayores comprometieron el alcance de las eficiencias requeridas para adecuar el efluente para su descarga o reúso.

Aprovechamiento de la biomasa microalgal

La LAAT presentó una producción de microalgas más alta en la fase de 5%, con 10 g/m³·d, mientras bajó a 3-4 g/m³·d en las fases usando 25 y 50% de digestato. Las altas eficiencias de remoción de SST en el decantador, indicaron buenas características de sedimentabilidad de la biomasa,

lo que puede favorecer su aprovechamiento. Uno de los procesos más directos de valorización de la biomasa, es su conversión a biogás a través de la co-digestión anaerobia con los residuos de alimentos. Según literatura, la co-digestión de diferentes sustratos puede proporcionar ventajas, como equilibrio de nutrientes y relación carbono/nitrógeno (C/N), dilución de compuestos tóxicos, estabilidad, una comunidad microbiana más diversa y robusta, y una ventaja económica al compartir infraestructura para el manejo de diferentes residuos y efluentes (Mata-Alvares *et al.*, 2000). En este caso específico, las microalgas también aportarían agua a la mezcla de residuos de alimentos, lo que ahorraría el uso de agua potable en el sistema. Las microalgas también pueden ser aprovechadas en la agricultura como acondicionadores del suelo y/o como biofertilizante, ya que aumenta el nitrógeno y el carbono residual del suelo, mejora el pH y la conductividad eléctrica del mismo. Además, las microalgas pueden mejorar la calidad del cultivo agrícola, por incrementar el contenido de proteínas, macro y micronutrientes y aumento de la comunidad microbiana del suelo por una acción bioestimulante (Marks *et al.*, 2019; Riwan *et al.*, 2018).

Conclusiones

La plataforma integrada de tratamiento evaluada, fue validada como una alternativa sostenible. El estudio mostró que el sistema permaneció estable, con resultados constantes de pH, AI/AP y contenido de metano en el biogás. Los resultados mostraron una efectiva remoción de materia orgánica y nutrientes, con 70% de remoción de SV en el digestor anaerobio y de 53-56% de DQO y 48-85% de NTK en la LAAT. La LAAT logró operar con una baja dilución de digestato (50%), aunque para la recuperación de nutrientes a partir de las microalgas fue mejor una dilución más alta (5% de digestato). El rendimiento de metano en el digestor fue de 0,37 m³ CH₄/kg SV, lo que posibilita su conversión a energía. Finalmente, las microalgas sedimentadas pueden ser valoradas a través de la co-digestión anaerobia o uso en la agricultura, ya que cierra el ciclo de tratamiento y genera bioenergía y productos de valor añadido.

Referencias

- APHA. (2012). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. (22nd ed.). American Public Health Association.
- Ayre, J. M., Moheimani, N. R. & Borowitzka, A. (2017). Growth of microalgae on undiluted anaerobic digestate of piggery effluent with high ammonium concentrations. *Algal Research*, 24(A), 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2017.03.023>
- Choudhary, A., Kumar, S., Govil, T. & Sani, R. K. (2020). Sustainable production of biogas in large bioreactor under psychrophilic and mesophilic conditions. *Journal of Environmental Engineering*, 146(3), 1–10. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001645](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001645)
- Chuka-Ogwude, D., Ogbonna, J. & Moheimani, N. R. (2020). A review on microalgal culture to treat anaerobic digestate food waste effluent. *Algal Research*, 47, 101841. doi: 10.1016/j.algal.2020.101841
- de Godos, I., Arbib, Z., Lara, E. & Rogalla, F. (2016). Evaluation of high rate algae ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: Effect of CO₂ addition and modification of dilution rate. *Bioresource technology*, 220, 253–261. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.08.056>
- FAO – Food and Agriculture Organization – (2010). *Global food losses and food waste*. (S.l:s.n). <http://www.fao.org/docrep/014/0Amb060e/mb060e00.pdf%0A>
- Ferreira, T. B., de Souza C.L., Collere Possetti, G.R. & Lemos Chernicharo C.A. (2020). Aplicabilidade de medidor de gás natural tipo diafragma para monitoramento da produção de biogás de reatores anaeróbios de pequena escala. *DAE*, 68(224), 113–121.
- Gulhane, M., Khardenavis, A.A., Karia, S., Pandit, P., Kanade, G.S., Lokhande, S., Vaidya, A.N. & Purohit, H.J. (2016). Biomethanation of vegetable market waste in an anaerobic baffled reactor: Effect of effluent recirculation and carbon mass balance analysis. *Bioresource Technology*, 215, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.039>
- Koszel, M. & Lorencowicz, E. (2015). Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 7, 119–124. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>
- Lin, C.S., Pfaltzgraff, L.A., Herrero-Davila, L., Mubofu, E.B., Abderrahim, S., Clark, J.H., Koutinas, A.A., Kopsahelis, N., Stamatelatos, K., Dickson, F., Thankappan, S., Mohamed, Z., Brocklesby, R. & Luque, R. (2013). Food waste as a valuable resource for the production of chemicals, materials and fuels. Current situation and global perspective. *Energy and Environmental Science*, 6, 426–464. <https://doi.org/10.1039/C2EE23440H>
- Martí-Herrero, J., Soria-Castellón, G., Diaz-de-Basurto, R., Alvarez R. & Chemisana, D. (2018). Biogas from a full scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit and vegetable waste. *Renewable Energy*, 133, p. 676–684. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.10.030>
- Marks, E. A. N., Montero, O. & Rad, C. (2019). The biostimulating effects of viable microalgal cells applied to a calcareous soil: Increases in bacterial biomass, phosphorus scavenging, and precipitation of carbonates. *Science of The Total Environment*, 692, 784–790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.289>
- Mata-Alvarez, J., Macé, S. & Llabrés, M. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74(1), 3–16. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)
- Mccarty, P. L. (1964) Anaerobic waste treatment fundamentals. *Chemistry and Microbiology*, 95(9), 107–112.
- Møller, J., Boldrin, A. & Christensen, T. H. (2009). Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association ISWA*, 27(8), 813–824. <https://doi.org/10.1177/0734242X09344876>

- Nagao, N., Tajima, N., Kawai, M., Niwa, C., Kurosawa, N., Matsuyama, T., Yusoff, F. M. & Toda, T. (2012). Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology*, 118, 210–218. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.045>
- Ruffino, B., Fiore, S., Roati, C., Campo, G., Novarino, D. & Zanetti, M. (2015). Scale effect of anaerobic digestion tests in fed-batch and semi-continuous mode for the technical and economic feasibility of a full scale digester. *Bioresource Technology*, 182, 302–313. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.021>
- Ripley, L. E., Boyle, W. C. & Converse, J. C. (1986). Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 58(5), 406–411.
- Rizwan, M., Mujtaba, G., Sheraz, A.M., Lee, K. & Rashi, N. (2018). Exploring the potential of microalgae for new biotechnology applications and beyond: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 92, 394–404. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.034>
- Torres Franco, A. F., da Encarnação Araújo, S., Passos, F., de Lemos Chernicharo, C. A., Mota Filho, C. R. & Cunha Figueredo, C. (2018). Treatment of food waste digestate using microalgae-based systems with low-intensity light-emitting diodes. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 78(1-2), 225–234. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.198>

Evaluación de la producción de metano en la digestión anaerobia de la especie invasora Retamo Espinoso y el residuo agrícola Rastrojo de Maíz mediante el uso de un biorreactor *Batch*

Artículo largo



Aura Marcela Simbaqueva Aguilera*; María Alejandra Urrego León

Universidad El Bosque, Bogotá D.C, Colombia

*marcela4guilera@gmail.com

Resumen

En el presente estudio se evaluó la producción de metano a partir de la digestión anaerobia (DA) de la especie invasora Retamo espinoso (*Ulex europaeus*) y el residuo agrícola rastrojo de maíz (*Zea Mays*) mediante el uso de un biorreactor en discontinuo (*Batch*). Se caracterizó el sustrato e inóculo en términos de análisis de sólidos, nitrógeno total y orgánico, humedad, pH, DQO, AGV y alcalinidad. Se realizaron 3 ensayos, cada uno de 19 días, en ambiente mesofílico (35 °C). El primero operó con el inóculo (lodo digerido de PTAR), el segundo, con el inóculo y el rastrojo de maíz (42,78 g) y por último el inóculo con el Retamo Espinoso (40,78 g). Las variables de temperatura, pH, concentración de biogás y metano fueron monitoreadas diariamente, así mismo, al inicio y final de cada corrida se realizaron pruebas de ST, SV, AGV y alcalinidad. El pH se mantuvo en un rango de 6,7-7,8. El mayor porcentaje de metano se obtuvo en la biodegradación del Retamo Espinoso, siendo este de 76,1%, en 3 261,67 mg/L de biogás.

Palabras clave:

Digestión Anaerobia; Metano; Retamo Espinoso; Rastrojo de Maíz; Lodo Digerido.

Evaluation of methane production in the anaerobic digestion of the invasive species Retamo Espinoso and the agricultural waste Corn Straw using a Batch bioreactor

Abstract

In this research methane production from the anaerobic digestion (AD) of the invasive species Retamo Espinoso (*Ulex Europaeus*) and the agricultural waste corn straw (*Zea Mays*) was evaluated by using a *Batch* bioreactor. The substrate and inoculum were characterized in terms of solids, TN, Organic N, humidity, pH, COD, VFA and alkalinity. Three laboratory tests were performed each lasting 19 days. The first one operated with the inoculum (digested sludge from WWTP), the second one, with the inoculum and 42.78 g of corn straw, and the third one the inoculum with 40.78 g of Retamo Espinoso. Temperature, pH, biogas, and methane concentration were monitored daily, likewise TS, VS, VFA and alkalinity were evaluated at the beginning and ending of each test. The system's temperature was 35 °C and the pH was kept in a range of 6.7-7.8. The highest methane percentage was obtained in the biodegradation of Retamo Espinoso which was 76.1%, in 3261.67 mg/L of biogas.

Keywords:

Anaerobic Digestion; Methane; Retamo Espinoso; Corn Straw; Digested Sludge.

Forma de citar: Simbaqueva Aguilera, A. M. & Urrego León, M. A. (2020) Evaluación de la producción de metano en la digestión anaerobia de la especie invasora Retamo Espinoso y el residuo agrícola Rastrojo de Maíz mediante el uso de un biorreactor *Batch*. *RedBioLAC*, 4, 76-80.

Introducción

La digestión anaerobia es un conjunto de procesos bioquímicos desarrollados en un ecosistema libre de oxígeno, capaz de desintegrar, transformar y estabilizar la materia orgánica biodegradable con la acción conjunta de varios microorganismos. Como productos finales de este proceso, se obtiene una mezcla gaseosa conocida como biogás, compuesta principalmente por gas metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂), además el fango efluente digerido, el cual contiene gran cantidad de nutrientes propicios para la fertilización de terrenos cultivables (Cendales, 2011).

Entre las materias primas potenciales para ser utilizadas como sustrato en la DA, los residuos lignocelulósicos parecen prometedores, ya que son ricos en carbono, están disponibles en abundancia y a bajo costo. Una de las posibilidades de aprovechamiento de estos residuos, es la implementación de biodigestores, que gracias a su funcionamiento permite la obtención de biogás que puede (Pereira *et al.*, 2015).

El uso del metano contenido en el biogás puede reemplazar gradualmente los combustibles fósiles, debido a la rentabilidad específica que genera su producción y su contenido de carbono neutro (Møller, Sommer & Ahring, 2004). De esta manera, este estudio pretende evaluar la producción de metano en la DA del rastrojo de maíz (*Zea Mays*) y la especie invasora Retamo Espinoso (*Ulex europeaus*) como sustrato, y lodo anaerobio como inóculo a través del biorreactor *Batch*.

Metodología

Sustrato e inóculo

El lodo utilizado como inóculo, corresponde a lodo digerido proveniente de la PTAR-Salitre, ubicada en Bogotá, Colombia. Por otro lado, los sustratos seleccionados corresponden al residuo agrícola rastrojo de maíz, recolectado de la finca Copa de los Ángeles en Pasca, Cundinamarca y la especie invasora Retamo Espinoso, recolectada en los Cerros orientales de Bogotá. Los sustratos utilizados fueron secados a temperatura ambiente durante 15 días, posteriormente triturados en los laboratorios de agronomía de la universidad Nacional de Colombia para obtener partículas de 4 cm.

Caracterización fisicoquímica

La caracterización del inóculo se llevó a cabo mediante las técnicas estipuladas por el Standard Methods para pH (4500-H), ST, SF Y SV (2540-G), alcalinidad y AGV (5560-C) y por último DQO (5220). En cuanto a los sustratos también se determinó la humedad NTC 5167, el Carbono orgánico oxidable total (COOx) NTC 5167 y el Nitrógeno Orgánico/ Total de la NTC 370.

Producción de metano y biogás

Para el desarrollo de la investigación se utilizó el biorreactor *Batch* del programa de Bioingeniería de la Universidad El Bosque (Figura 1), elaborado por Cordero *et al.* (2017), este, cuenta con un Relé Estado Sólido, una sonda de pH, un sensor de temperatura, una memoria micro-SD, los sensores MQ-2, para la medición de H₂, CO, aire (N₂ y O₂) y MQ-4 para CH₄ y una pantalla LCD.



Figura 1 | Biorreactor Batch Programa de Bioingeniería.
Fuente: (Autores, 2019)

Para la definición de la razón de carga, se siguió el proceso realizado por Vieira (2019), en donde la relación S/I debe ser menor o igual a 0,5 y la proporción de sustrato se obtiene a partir de la siguiente ecuación:

$$g \text{ sustrato} = \left(\frac{SV \text{ lodo} \left(\frac{g}{L} \right)^{SV} * V \text{ útil del biorreactor (mL)}}{1000 \text{ (mL)}} \right) * 0,5 \quad (1)$$

SV caracterización sustrato

Se realizaron tres ensayos, iniciando con el inóculo, posteriormente el inóculo con rastrojo de maíz y finalmente el inóculo con Retamo espinoso. Los ensayos se realizaron bajo condiciones mesofílicas ($35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$) monitoreando las variables de pH, temperatura, biogás y metano. Así mismo, se tomaron muestras iniciales y finales de ST, SV, AGV y alcalinidad.

Resultados y discusión

Caracterización fisicoquímica del sustrato e inóculo

Según Holliger y otros (2016) el lodo anaerobio proveniente de PTAR es ampliamente recomendado como inóculo debido a sus características fisicoquímicas que facilitan

la DA, el pH debe estar entre 7,5-8,5 para regular la coexistencia de los microorganismos y la estabilidad del proceso, y el valor de los AGV debe ser menor a $1\ 000\text{ mg CH}_3\text{COOH/L}$ y la alcalinidad mayor a $3\ 000\text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. En el estudio, el lodo digerido, presenta un valor de AGV levemente superior al sugerido por Holliger y otros (2016), sin embargo, los valores de pH y alcalinidad cumplen con los rangos adecuados para la DA. El valor de ST asegura la apropiada movilidad de las bacterias metanogénicas dentro del sustrato, el contenido de SV representa el porcentaje de materia orgánica biodegradable capaz de convertirse en metano (Varnero, 2011). Por otro lado, el pH del sustrato 1 es básico, mientras el sustrato 2 se encuentra cercano a la neutralidad (Tabla 1).

Tabla 1 | Caracterización fisicoquímica inóculo y sustratos.

Parámetro	Unidad	Inoculo	Sustrato 1	Sustrato 2
		Lodo digerido	Rastrojo de maíz	Retamo espinoso
Sólidos Totales (ST)	g ST/g	24,135	0,913	0,877
Sólidos Totales fijos (STF)	g STF/g	9,067	0,135	0,062
Sólidos Volátiles (SV)	g SV/g	15,068	0,778	0,815
Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	mg $\text{CH}_3\text{COOH/L}$	1,344	-	-
Alcalinidad	mg CaCO_3/L	3,560	-	-
Carbono orgánico oxidable total (COOx)	%	-	34,7	37,6
Humedad	%	-	8,42	9,95
Nitrógeno Total (NT)	%	-	1,38	0,991
Nitrógeno Orgánico (NO)	%	-	1,38	0,991
pH	Unidades de pH	7,63	9,7	7,3
Relación C/N	%	-	25,14	37,94
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/ L O_2	3,254	-	-

Fuente: (Autores, 2019)

El valor ideal de la relación C/N se ubica en un rango de 20 a 30, para evitar la acumulación de AGV y las condiciones desfavorables para los microorganismos en el proceso de DA (Wahid & Islam, 2018). De esta manera, el sustrato 1 se encuentra en el rango óptimo, mientras que el sustrato 2 presenta un valor levemente superior, aun así, no se encuentra significativamente distante de este.

Producción de metano y biogás

En los tres ensayos se utilizó un volumen de 4,2 L de inóculo (volumen útil reactor), el ensayo 2 operó con 42,78 g de rastrojo de maíz y el ensayo 3 con 40,78 g de Retamo espinoso. El proceso de DA en los tres ensayos tuvo una duración de 19 días con un intervalo de agitación de 8 horas e intensidad de 10 minutos. La producción máxima promedio de metano obtenida durante los 19 días, fue de

58,0% para el ensayo 1, 42,1% para el ensayo 2 y 76,1% para el ensayo 3 (Figura 2).

La Figura 3, muestra los porcentajes máximos de metano obtenidos, el ensayo 2 alcanzó su máxima producción el día 7, con $1\ 153,86\text{ mg/L}$ de CH_4 en $2\ 673,86\text{ mg/L}$ de biogás, es decir, 43,15% de CH_4 , cercano al reportado por Fonseca (2017), de 55,35% en 30 días. En Adición, el ensayo 3 obtuvo el mayor porcentaje el día 9 con 87,10%, con una concentración de $2\ 688,7\text{ mg/L}$ de CH_4 en $3\ 086,91\text{ mg/L}$ de biogás, el cual supera los porcentajes estipulados por FNR (2010), de 50-75%. Del mismo modo, el porcentaje máximo promedio obtenido durante los 19 días fue de 76,1% CH_4 próximo al reportado por Costa, Oliveira & Alves (2016), quienes alcanzaron un máximo porcentaje de 80% de metano en 45 días.

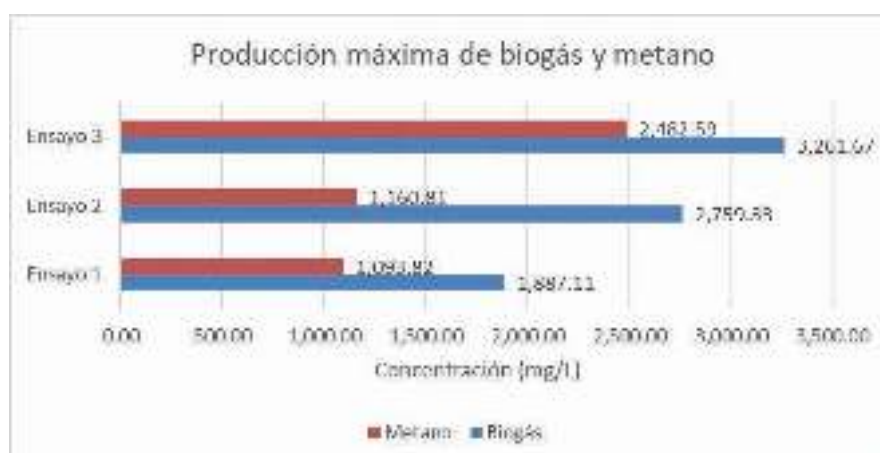


Figura 2 | Producción máxima de biogás y metano.

Fuente: (Autores,2020)



Figura 3 | Porcentaje de producción máxima de metano en los ensayos realizados.

Fuente: (Autores, 2020)

El ensayo 2 presentó una remoción del 41,02% de SV, superior a la reportada por Zhong *et al.* (2011), de 39,65% SV en 30 días. Lo anterior, indica que, de haber prolongado el TR, se habría conseguido la remoción casi total de SV. En el ensayo 3, la remoción de AGV fue de 70,93% debido la presencia de compuestos fenólicos solubles en agua

(taninos) en el sustrato (Retamo espinoso), que conducen a la producción de ácidos que son convertidos en CH₄ (Isaza, 2007) (Tabla 2). En adición, el pH de los ensayos se mantuvo entre 6,7-7,8, rango óptimo para el desarrollo adecuado y eficiente de la DA, estipulado por Muñoz, Contreras & Molero, (2018).

Tabla 2 | Resultados del monitoreo inicial y final en la digestión anaerobia de los ensayos realizados.

	Alcalinidad Total (mg CaCO ₃ /L)		AGV (mg CH ₃ COOH/L)		Sólidos totales (gST/L)		Sólidos volátiles (gSV/L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	3.560	1.550	1.344	660	24,135	57,271	15,068	13,736
2	3.810	4.150	972	384	24,207	46,515	15,854	9,351
3	3.640	3.400	1.032	300	26,848	6,380	15,830	3,594

Fuente: Autores (2019)

El ensayo 1 registró una remoción de 56,46% de alcalinidad, lo anterior se atribuye a la reducción de nitrógeno disponible, asegurando el crecimiento de los microorganismos y la producción de metano (Fonseca, 2017). El ensayo 2 presentó un aumento de 340 mg CaCO₃/L, favoreciendo la disminución de AGV (ver Tabla 2). Finalmente, el ensayo 3 obtuvo una remoción de 6,59% de alcalinidad, factor que evita que el pH alcance valores ácidos (Cendales, 2011).

Conclusiones

En el proceso de DA el ensayo 3 (Retamo espinoso) produjo el mayor porcentaje de metano, con un valor de 76,1% en 19 días de operación. Además, presentó óptimos valores de remoción de AGV y SV situándose como un sustrato eficiente para la producción de metano y biogás, capaz de convertirse en una estrategia de control de la especie invasora. Así mismo, el rastrojo de maíz arrojó resultados positivos alcanzando 42,1% de metano, siendo una opción favorable para contribuir con el manejo y aprovechamiento adecuado de residuos agrícolas.

Referencias

- Cendales Ladino, E. D. (2011). *Producción de biogás mediante la Codigestión anaeróbica de la mezcla de residuos cítricos y estiércol bovino para su utilización como fuente de energía renovable*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Colombia, Colombia.
- Cordero, K. L., Escobar, X. S. & Paredes, M. M. (2017). *Diseño y construcción de un biorreactor a escala de laboratorio tipo Batch, dirigido a los estudiantes del programa de bioingeniería de la universidad el bosque, que permita la producción de biogás haciendo uso de cáscara de naranja como materia prima*. (Tesis de pregrado). Universidad El Bosque, Colombia.
- Costa, J. C., Oliveira, J. V. & Alves, M. M. (2017). Response surface design to study the influence of inoculum, particle size and inoculum to substrate ratio on the methane production from *Ulex* sp. *Renewable Energy*, 96, 1071-1077.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. (Ed). (2010). *Guía Prática do Biogás*. Gülzow, Germany: Deutsches Biomasse Forschungs Zentrum.
- Fonseca, R. (2017). *Definição dos parâmetros de dimensionamento e de operação de um Biodigestor Anaeróbico piloto para produção de biogás no tratamento de palha de milho*. Belo Horizonte, Brazil: Universidade Federal de Minas Gerais.
- Holliger, C., M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U. & Buffière, P. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515-2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Isaza, J. H. (2007). Taninos o polifenoles vegetales. *Scientia et technica*, 1(33), 13-18.
- Møller, H. B., Sommer, S. G. & Ahring, B. K. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and bioenergy*, 26(5), 485-495. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Muñoz, E., Contreras, A. & Molero, M. (2018). *Ingeniería del Medio Ambiente*. Madrid, España: Universidad Nacional de Educación a Distancia.
- Pereira, V., Ferreira, J. M., Martínez G. A. S. & Tomachuk, C. R. (2015). Avaliação de sistema de colunas para remediação de biogás a partir de biomassa não digerida. *HOLOS*, 8, 242-251. <https://doi.org/10.15628/holos.2015.2688>
- Varnero, M. M. T. (2011). Manual del Biogás FAO. Recuperado a partir de <http://www.fao.org/docrep/019/as400s/as400s.pdf>.
- Vieira Serufo, C. (2019). *Recuperação energética de resíduos lignocelulósicos via biodigestão anaeróbia*. Belo Horizonte, Brazil: Universidade Federal de Minas Gerais.
- Wahid, Z. A. & Islam, M. N. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, 194, 359-371.
- Zhong, W., Zhang, Z., Luo, Y., Sun, S., Qiao, W. & Xiao, M. (2011). Effect of biological pretreatments in enhancing corn straw biogas production. *Bioresource technology*, 102(24), 11177-11182. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.09.077>

Evaluación de la hidrólisis/acidogénesis para la degradación inicial de la FORSU

Artículo largo



Santiago Sandoval-Gutiérrez*; Luisa-Fernanda Giraldo-Vargas; Andrés-Felipe Fuentes-Atencia; Andrea-Carolina Linero-Flórez

I.U Colegio Mayor de Antioquia

*sandovalsanti15@gmail.com

Resumen

La presente investigación afrontará la necesidad de evaluar la hidrólisis como una etapa limitante dentro del proceso en la digestión anaerobia. El reactor Hidrolítico - Acidogénico, favorece el desarrollo de esta etapa para la transformación de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos generados en la Institución Universitaria Colegio Mayor de Antioquia. La variable principalmente evaluada fue la DQO, la cual indica la variación en la solubilidad de la fracción biodegradable como efecto del proceso bioquímico. Durante la realización de los dos experimentos se pudo observar la variación en el comportamiento de las DQO, en especial de la DQOs y cómo influyen las demás variables estudiadas en el proceso hidrolítico.

Palabras clave:

Hidrólisis;
Biodegradación;
Reactor; DQ; Residuos
Sólidos.

Evaluation of hydrolysis/acidogenesis for the initial degradation of OFUSW

Abstract

The present investigation will face the need to evaluate hydrolysis as a limiting stage within the anaerobic digestion process. The Hydrolytic - Acidogenic reactor favors the development of this stage for the transformation of the Organic Fraction of Urban Solid Waste generated at the Colegio Mayor de Antioquia University Institution. The variable started was the DQO, which indicates the variation in the solubility of the biodegradable fraction as an effect of the biochemical process. During the performance of the two experiments it was possible to observe the variation in the behavior of the DQO, especially the DQOs and the other variables studied in the hydrolytic process influence.

Keywords:

Hydrolysis;
Biodegradation;
Reactor; DQO; Solid
Waste.

Forma de citar: Sandoval-Gutierrez, S., Giraldo-Vargas, L. F., Fuentes-Atencia, A. F. & Linero-Flores, A. C. (2020). Evaluación de la hidrólisis/acidogénesis para la degradación inicial de la FORSU. *RedBioLAC*, 4, 81-87.

Introducción

En Colombia la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), equivale a un 61,54% aproximadamente de los residuos generados (CONPES 3874, 2016). Ellos constituyen un alto potencial biodegradable y su descomposición no controlada en los rellenos sanitarios es la principal responsable de la generación de lixiviados. Cabe resaltar que los residuos orgánicos son biomasa, la cual tiene una alta capacidad energética con potenciales de valorización (Alzate Arias *et al.*, 2018). Entre las estrategias de valorización aplicadas a nivel mundial se encuentra la Digestión Anaerobia (DA). La DA es un proceso de varias etapas (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis) en el que varios grupos de microorganismos en un ambiente libre de oxígeno molecular, bajo condiciones simbióticas y sintróficas, actúan sobre materia orgánica compuesta para producir biogás y digestato (Miramontes-Martínez *et al.*, 2019); favoreciendo la formación de la molécula energética con resultados exitosos en la generación de energía para el abastecimiento de poblaciones y sistemas productivos (Abdel-Shafy & Mansour, 2018), el modelo matemático más utilizado en DA es el No. 1 (ADM1) (Batstone & Keller, 2003).

La etapa inicial es la hidrólisis que da lugar a la degradación de compuestos orgánicos complejos, siendo despolimerizados gracias a la acción de enzima hidrolíticas en moléculas solubles y fácilmente degradables. Sin embargo, puede darse una acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV), pH fluctuantes, alta tasa de carga orgánica (TCO) entre otros, haciendo que ésta y las demás etapas sean poco eficientes e inestables (Pasupuleti *et al.*, 2014) (Chakraborty *et al.*, 2018). La investigación sobre esta alternativa tecnológica ha abarcado temas de diseño, operacionales, microbiológicos y cinéticos, por lo que se ha optado por las ventajas de la DA de dos etapas (Hidrólisis/Acidogénesis y Acetogénesis/Metanogénesis), lo que permite tener un mayor manejo de las variables del sistema y así aumentar su eficiencia creando condiciones favorables para mejorar la hidrólisis y la solubilización de la materia orgánica (Chakraborty & Venkata Mohan, 2018).

La comprensión del comportamiento de las sustancias complejas en la primera etapa sigue siendo un amplio tema de investigación, uno de los desafíos clave para la eficiencia de las etapas de la DA es el seguimiento y diagnóstico efectivo de las variables que pueden afectar la estabilidad y productividad del biogás en la etapa final. La degradación del sustrato en la etapa inicial debe promover las condiciones adecuadas para que las demás etapas se puedan dar de forma eficiente (Roy *et al.*, 2014). Por tal razón este trabajo se enfoca en aumentar la comprensión

en esta etapa, con el objetivo de aportar al avance en el entendimiento en la eficiencia de la solubilización de la materia orgánica, en este tipo de sistemas de dos etapas. Además, se busca que los residuos de naturaleza urbana sean tratados y aprovechados en la DA sin necesidad de un inóculo co-sustrato.

Metodología

Construcción del reactor de hidrólisis

Se realizó la construcción del reactor de hidrólisis con base en la estructura de una Bidón plástico de 200 L de volumen total, soportado en la construcción del reactor de hidrólisis un LBR acidogénico de Chakraborty *et al.*, 2018. Las dimensiones del tanque son de 84 cm de altura, diámetro de 56 cm, y un volumen de 20,69 L. En la parte superior se unen dos tuberías, una para recirculación (entrada de los lixiviados) y otra para la salida del gas, y en la parte inferior se tiene una salida para la toma de muestra y otra para la extracción de lixiviados. En la parte interna se cuenta con un fondo falso (Soporte de la fase sólida) y una regadera para esparcir uniformemente el lixiviado sobre la fracción sólida de la materia orgánica. (Ver Figura 1).

Arranque del proceso

Se llevó a cabo 2 experimentos, que se denominaron como: primer ensayo (P.E) y segundo ensayo (S.E), cada uno con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 30 días, usando el mismo sistema bajo diferentes condiciones en la composición de la FORSU y principalmente en la cantidad de materia orgánica cargada en cada ensayo inicialmente; esto con el fin de aumentar la confiabilidad de los resultados y analizar respectivamente el comportamiento de los parámetros evaluados bajo dichas condiciones. La FORSU fue recolectada de diferentes fuentes dentro de la IUCMA, por lo que la tipología del residuo fue diversa. Se realizó una clasificación detallada y variada de la materia orgánica entre residuos cocidos y no cocidos, englobados principalmente en cítricos, hortalizas, frutas, cáscaras y productos derivados de lácteos que alimentaron el reactor en los dos ensayos. Adicionalmente se agregó residuos de poda, para reducir la humedad, en una relación 100:3, estos fueron sometidos a un triturado para reducir el tamaño de la partícula, empleando la trituradora para residuos orgánicos Trapp TR 200; El material resultante es cargado en el reactor de forma uniforme evitando que se altere la posición del fondo falso, cargando para el P.E 41,76 kg y para el S.E 62 kg. Al realizar el desmontaje de cada uno se pesó la materia orgánica recalcitrante, para cuantificar el cambio de volumen durante el tiempo.

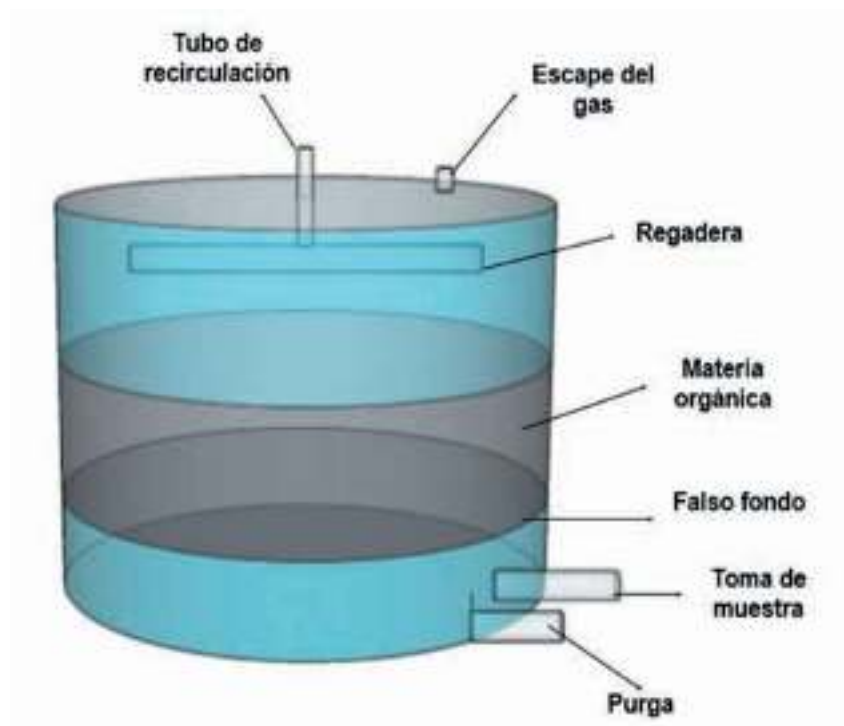


Figura 1 | Reactor de hidrólisis.

Monitoreo y control del proceso

El volumen de lixiviado se midió dos veces por semana, se tomó una muestra y se realizó recirculación, esta última con el fin de arrastrar los macronutrientes existentes en la materia orgánica sólida, generando un lixiviado más concentrado, que ayudará a hidrolizar material de lenta degradación, ya que los microorganismos demoran más en desdoblar esas moléculas y así generar beneficios como: (1) aumento de la humedad; (2) mejor contacto entre las bacterias y los nutrientes y (3) mayor homogeneidad del reactor (Rocamora *et al.*, 2020). Para la medición de las variables DQOs (soluble), DQOp (particulado), DQOt (total) y pH, el volumen de muestra fue 100 ml. La medición de DQO se realizó bajo el protocolo estándar formulado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), código TP 0086. La medición del pH se realizó bajo el protocolo estándar de pH en agua por electrometría, registrado en el IDEAM, código TP 0080.

Diseño experimental

El proceso que se efectúa en el reactor de hidrólisis se compone por variables de entrada, internas (controlables como no controlables) y de salida. El sistema opera en modo batch respecto a la materia orgánica sólida, y en semicontinuo respecto al lixiviado. Las variables de entrada se componen del tipo de residuo (previamente seleccionado) y recirculaciones dos veces por semana. En el proceso

interno, se tiene como variables controlables la cantidad de materia orgánica que se encuentra dentro del reactor y el tiempo, el resto de variables como la temperatura y pH no son controladas. Las variables obtenidas al final del proceso son el pH, volumen del lixiviado y DQO.

Resultados y discusión

Producción de lixiviados y reducción del sustrato

Es importante conocer la tasa de producción de lixiviado, ya que esta producción da evidencia del proceso de solubilización generado en la etapa de hidrólisis (Parra, 2015). En ambos ensayos, se muestra al inicio un incremento en la producción del lixiviado debido a la descomposición de la materia orgánica más soluble y con el paso de los días se muestra unos picos de descenso y ascenso relacionados con la recirculación; finalmente, para el P.E se obtuvo un valor máximo de 5,9 Litros y para el S.E un valor máximo de 4,95 Litros (Ver Figura 2).

Además, para el P.E se obtuvo una reducción del 38% en el volumen de materia orgánica cargada inicialmente, pasando de 41,76 kg a un peso final de 25,88 kg, respecto al S.E, se obtuvo una reducción del 35% del volumen, pasando de 62 kg a un peso final de 40,02 kg, al terminar cada uno de los ensayos.

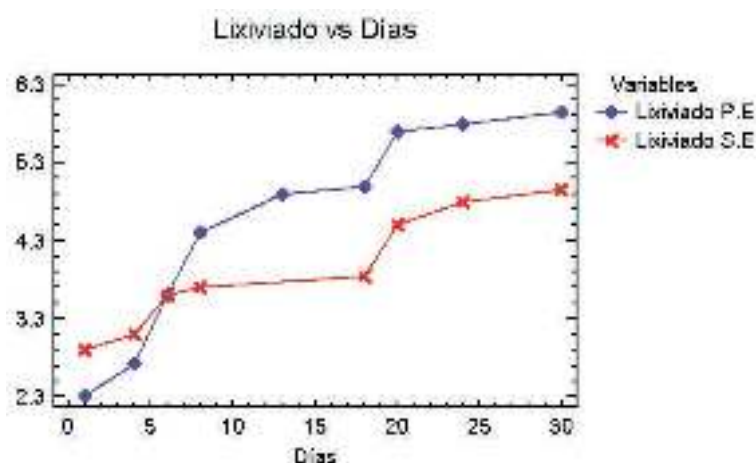


Figura 2 | Comportamiento del lixiviado con respecto a los días para el P.E y S.E.

pH

El pH es una variable de gran importancia, ya que esta ayuda a determinar las fases del proceso. Por su facilidad de medida, es un parámetro de control habitualmente utilizado en la gestión de DA (Parra, 2015). En el P.E, se obtuvieron rangos de pH de 3,8 a 4,7 y en el S.E de pH de 3,9 a 4,9, estos valores favorecen la descomposición bajo condiciones anaerobias ya que lo esperado en la fase de hidrólisis/acidogénesis es un pH ácido. Los valores bajos están relacionados con el aumento de la producción de

monómeros, aminoácidos y ácidos grasos de cadenas largas, que se dan en el paso de hidrólisis a la fase acidogénica a medida que se descompone la FORSU (Ver Figura 3).

Sin embargo, es claro que se debe mejorar el pH del P.E y del S.E antes de continuar con las demás fases del proceso, debido a que el pH óptimo en esta fase es de 5,0 – 7,0 (Azman, 2016). Cabe aclarar, que el objetivo de este proyecto, no es lograr un pH en el rango óptimo para la metanogénesis, sino mejorar el proceso hidrolítico.

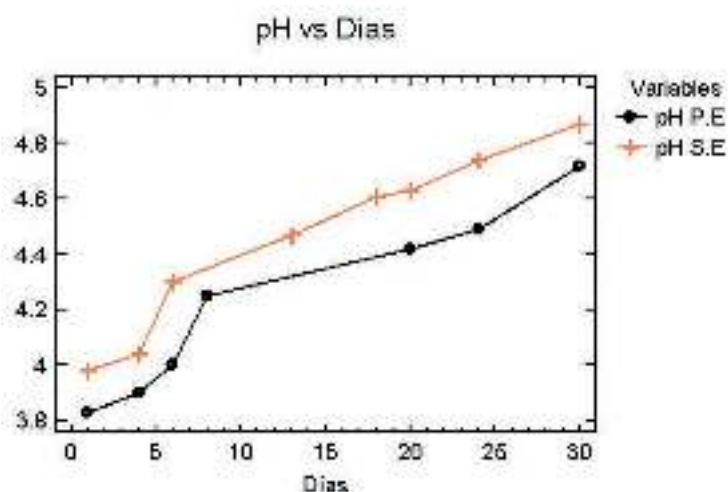


Figura 3 | Comportamiento del pH con respecto a los días para el P.E y S.E.

Proceso de solubilización de la materia orgánica

Los datos obtenidos del proceso de solubilización de la materia orgánica evaluada en el lixiviado fueron DQOt y DQOs. La Figura 4, muestra el comportamiento de la DQOs y la DQOt para el P.E y S.E. Nótese que las DQO muestra un comportamiento parecido al senoidal, que

se asocia a la recirculación del hidrolizado, es decir los días de recirculación concuerdan con los picos altos en la gráfica, sin embargo, es necesario implementar más diseños experimentales como trabajo futuro para tener una interpretación más clara de este comportamiento en el reactor. (Ver Figura 4).

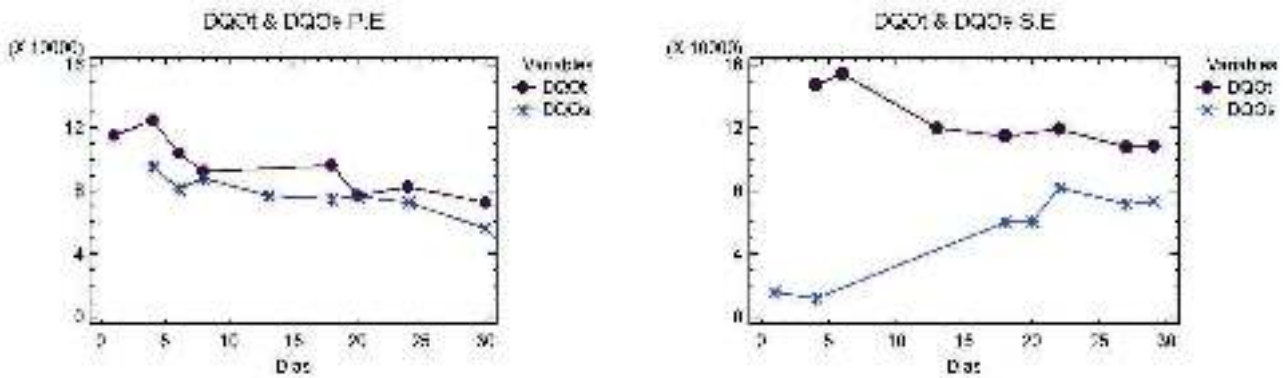


Figura 4 | Comportamiento de la DQOt & DQOs para el P.E y S.E.

Respecto a las concentraciones, la DQOt para el P.E comenzó con un valor de 115 700 mg/L y al finalizar la concentración fue de 72 833 mg/L, la DQOs para este mismo ensayo tuvo un valor inicial y final de 95 800 mg/L – 56 166 mg/L respectivamente. Las concentraciones de DQOt para el S.E fueron inicialmente de 147 600 mg/L y al finalizar de 108 666 mg/L, mientras que para la DQOs se obtuvo un valor inicial y final de 15 800 mg/L y 73 600 mg/L respectivamente.

La tendencia para el P.E es disminuir en las dos DQO, lo cual, evidencia un consumo de materia orgánica, esto debido a que la materia orgánica es usada en otras vías metabólicas. Para el S.E, la DQOt muestra un comportamiento inverso comparado con la DQOs. Inicialmente desciende, ligado a que el microbiota está presente, esto ayuda a que la DQOs presenten un aumento respecto al tiempo (Orozco *et al.*, 2013); por lo tanto, se le atribuye a la acción de los microorganismos, en la solubilización de la DQOt a DQOs

(Li *et al.*, 2016). La diferencia en las tendencias obtenidas para la DQOt y DQOs son el P.E y S.E y se debe a las condiciones operacionales iniciales; como la cantidad de FORSU que se cargó inicialmente para cada ensayo y la variedad de composición en la materia orgánica presente en cada uno, lo cual no fue controlado. (Figura. 5).

La Figura 5 expresa la correlación existente entre las dos variables DQOt vs DQOs de estudio al ser sometidas a una regresión simple, el cual expone la relación entre ambos. Con la finalidad de mostrar la dependencia entre las variables. Para el P.E, tomando en cuenta que el coeficiente de correlación es de 0,68 indica que hay una relación moderadamente fuerte entre las dos variables evaluadas. Para el S.E, se obtuvo que el coeficiente de correlación es igual a 0,78, indicando una relación fuerte entre las variables. Estas correlaciones se traducen en que hay una relación estadísticamente significativa entre DQOs y DQOt.

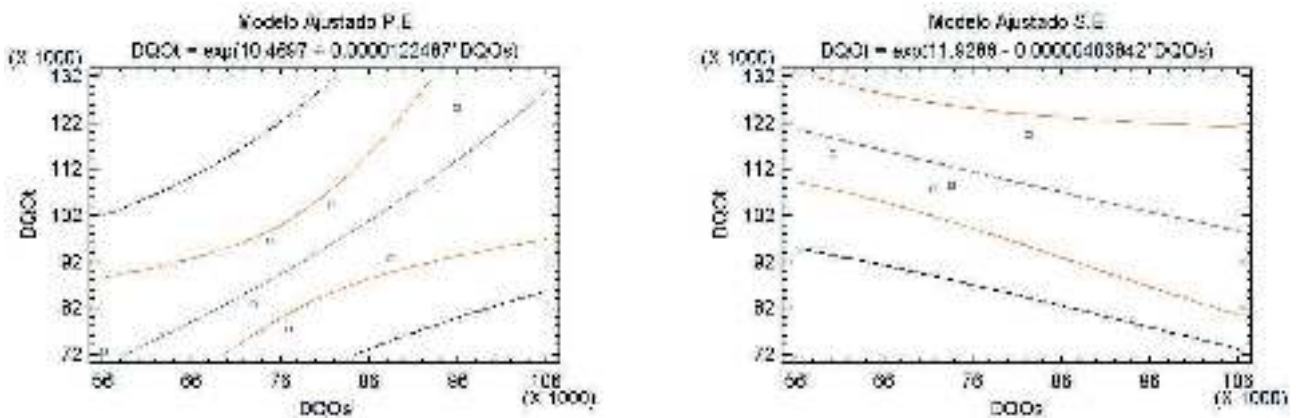


Figura 5 | Correlación de la DQOt Vs DQOs para el P.E y S.E.

Conclusiones

Durante la realización de los dos experimentos bajo el mismo sistema, pero en diferentes condiciones, se pudo observar la variación en el comportamiento de las DQO y en especial de la DQOs, lo que permite concluir, que que la tipología del residuo influye en el comportamiento del mismo, además se sugiere TRH más cortos y parámetros más controlados dentro del sistema. En el proceso se presenta un decrecimiento en el volumen de la fracción sólida, y aumento de la fracción líquida, lo cual es lo esperado en la etapa hidrolítica. Para las variables analizadas, la DQO evidencia que en los dos ensayos hubo una disminución en su concentración, resultado de la acción de los microorganismos en la solubilización de los compuestos, propio de un proceso de hidrólisis/acidogénesis. A diferencia de la DQOs, que en los dos ensayos tuvieron un comportamiento diferente, ya que el P.E disminuyó sugiriendo un posible consumo de materia orgánica en otras vías metabólicas como fermentación alcohólica, exceso de AGV y acumulación de ácido láctico (Gu *et al.*, 2018). Por lo que se concluye que podría estar influenciado en el tiempo de retención del lixiviado en el reactor; el S.E tuvo el comportamiento esperado, ya que indicó una alta solubilización. Finalmente, los avances alcanzados contribuyen a un mayor entendimiento del proceso de hidrólisis y acidogénesis en un reactor batch, semicontinuo y de fases separadas, lo que comprueba que el proceso de rompimiento de moléculas complejas a simples puede optimizarse aún más, si se mejora la construcción del prototipo, al igual que el manejo y control de las variables del proceso, lo cual, también hace posible que esta tecnología pueda ser una alternativa eficiente ante la búsqueda de recursos energéticos renovables a partir del aprovechamiento de la FORSU.

Referencias

- Abdel-Shafy, H. I. & Mansour, M. S. M. (2018). Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27(4), 1275-1290. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>
- Alzate Arias, S., Restrepo-Cuestas, B. & Jaramillo-Duque, Á. (2018). Electricity generation potential from solid waste in three Colombian municipalities. *Tecnológicas*, 21(42), 111-128. <https://doi.org/10.22430/22565337.782>
- Azman, S. (2016). *Anaerobic digestion of cellulose and hemicellulose in the presence of humic acids*. [PhD Thesis, Wageningen university]. <https://doi.org/10.18174/392752>
- Batstone, D. J. & Keller, J. (2003). Industrial applications of the IWA anaerobic digestion model No. 1 (ADM1). *Water Science and Technology*, 47(12), 199-206. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0647>
- Chakraborty, D. & Venkata Mohan, S. (2018). Effect of food to vegetable waste ratio on acidogenesis and methanogenesis during two-stage integration. *Bioresource Technology*, 254, 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.051>
- CONPES 3874, C. N. de P. E. y S. (2016). *Política nacional para la gestión integral e residuos sólidos*. Departamento Nacional de Planeación, 73. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Economicos/3874.pdf>
- Gu, X. Y., Liu, J. Z. & Wong, J. W. C. (2018). Control of lactic acid production during hydrolysis and acidogenesis of food waste. *Bioresource Technology*, 247, 711-715. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.166>
- Li, D., Huang, X., Wang, Q., Yuan, Y., Yan, Z., Li, Z., Huang, Y. & Liu, X. (2016). Kinetics of methane production and hydrolysis in anaerobic digestion of corn stover. *Energy*, 102, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.02.074>
- Orozco, L. F., Castro-Ríos, K. & Taborda, G. (2013). Reduction in chemical oxygen demand, coliforms, molds and yeast in coffee mucilage through electrocoagulation. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*. 4(1), 13-19.
- Parra, R. (2015). Anaerobic digestion: biotechnological mechanisms in waste water treatments and their application in food industry. *Producción + Limpia*, 10(2), 142-159.
- Pasupuleti, S. B., Sarkar, O. & Venkata Mohan, S. (2014). Upscaling of biohydrogen production process in semi-pilot scale biofilm reactor: Evaluation with food waste at variable organic loads. *International Journal of Hydrogen Energy*, 39(14), 7587-7596. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2014.02.034>
- Rocamora, I., Wagland, S. T., Villa, 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>

Roy, H. S., Satriyo, K. W., Praptiningsih, G. A., Salafudin, Agus, S. Y., Imam, W. & Salundik, D. (2014). The study of optimization hydrolysis substrate retention time and augmentation as an effort to increasing biogas productivity from *jatropha curcas* linn. Capsule husk at two stage digestion. *Energy Procedia*, 47, 255-262. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.01.222>

Miramontes-Martínez, L. R., Gomez-Gonzalez, R., Botello-Álvarez, J. E., Escamilla-Alvarado, C., Albalate-Ramírez, A. & Rivas-García, P. (2019). Semi-continuous anaerobic co-digestion of vegetable waste and cow manure: a study of process stabilization. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 19(3), 1117-1134. <http://rmiq.org/ojs311/index.php/rmiq/article/view/920/424>

Metodología para la producción de biogás sin riesgos de inhibición en laboratorio: codigestión de lactosuero y estiércol bovino

Artículo largo



J. Jaimes-Estévez*; L. Castro; K. Sanabria; Z. Rondón; H. Escalante

Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales (CEIAM), Edificio Antiguo de Petróleos, 2do Piso, Universidad Industrial de Santander, Carrera 27, Calle 9, Bucaramanga, Colombia.

*jaime.jaimes@correo.uis.edu.co

Resumen

El objetivo de esta investigación fue plantear una metodología para mejorar los rendimientos de producción de biogás reduciendo los riesgos de inhibición. Se optimizó de forma simultánea el potencial de biometanización minimizando la concentración de ácidos grasos volátiles. Se utilizó la metodología de superficie de respuesta evaluando: la fracción en sólidos volátiles de lactosuero, la temperatura y la relación inóculo/sustrato. Los resultados demostraron que las condiciones más favorables para la CoDA fueron de 37 °C y un 70% de lactosuero. Los máximos rendimientos de metano para los rangos psicofílico, mesofílico y termofílicos fueron de 0,45; 0,60 y 0,51 m³CH₄/kgSV_{adicionado} respectivamente. La determinación de la actividad metanogénica a distintas temperaturas permitió afirmar que la sinergia de la mezcla de lactosuero/Estiércol bovino (proporción 70:30) contribuye a que el proceso soporte condiciones operativas limitantes. Durante la digestión de esta mezcla en un proceso semi-continuo se alcanzó un rendimiento de 0,4 m³_{biogás}/kgVS_{adicionado} con acidez equilibrada (pH: 6,5-7,5) descartando problemas de inhibición. La metodología propuesta, permite obtener resultados que puedan ser aplicados por los usuarios de los biodigestores, instalados a diferentes condiciones climáticas de Latinoamérica.

Palabras clave:

Actividad Metanogénica; Optimización; Sinergia; Temperatura; Condiciones Controladas.

Methodology for biogas production without inhibition risks at laboratory scale: cheese whey and bovine manure codigestion

Abstract

The objective of this research was to propose a methodology to improve biogas production yields by reducing the inhibition risk. The biomethanization potential was simultaneously optimized by minimizing the concentration of volatile fatty acids. Response surface methodology was used evaluating: the volatile solids fraction of cheese whey, the temperature, and the inoculum/substrate ratio. The results showed that the most favourable conditions for anaerobic co-digestion were 37 °C and 70% whey. The maximum methane yields for the psychrophilic, mesophilic, and thermophilic ranges were 0.45, 0.60 and 0.51 m³CH₄/kg VS_{added}, respectively. The determination of the methanogenic activity at different temperatures allowed to affirm that the synergy of the mixture of whey/bovine manure (ratio 70:30) contributes to the process supporting limiting operating conditions. During the digestion of this mixture in a semi-continuous process a yield of 0.4 m³_{biogas}/kgVS_{added} was achieved with balanced acidity (pH: 6.5-7.5) discarding inhibition problems. The results of the proposed methodology allow to obtain conditions that can be replied by biodigesters users, located at different climatic conditions in Latin America.

Keywords:

Methanogenic Activity; Optimization; Synergy; Temperature; Controlled Conditions.

Forma de citar: Jaimes-Estévez, J., Castro, L., Sanabria, K., Rondón, Z. & Escalante, H. (2020). Metodología para la producción de biogás sin riesgos de inhibición en laboratorio: codigestión de lactosuero y estiércol bovino. *RedBioLAC*, 4, 88-95.

Introducción

El sector pecuario es uno de los principales promotores de la economía en Latinoamérica. A partir de la ganadería lechera, de beneficio de carne y doble propósito, los principales residuos que se generan son el estiércol bovino (EB 22,4MT/año (Martí-Herrero, 2019)) y el lactosuero (LS 5,75MT/año (Huertas, 2009)). Por su contenido nutricional y características fisicoquímicas, estos residuos son excelentes sustratos para ser usados mediante digestión anaeróbica (DA). El EB se destaca por la alta presencia de carbohidratos (47%), lignina (25%), holocelulosa y hemicelulosa (15%), celulosa (8%) y su bajo contenido de lípidos (2%) (Castro *et al.*, 2017). Por su parte, el contenido de nutrientes en el LS, representado en carbohidratos (mayoritariamente la lactosa), lípidos y proteínas oscilan entre 36-55; 0,9-5,0 y 1,42-8,0 g/L respectivamente. Estos rasgos hacen que el LS se considere un sustrato potencial para la DA. Sin embargo, la baja alcalinidad ($\text{pH} < 5$) y el alto contenido de ácidos en el LS hacen que su uso como sustrato puedan provocar inestabilidad o incluso la inhibición del proceso. Una alternativa para reducir estos problemas es la Codigestión Anaeróbica (CoDA) (Rodríguez, 2014). La CoDA brinda beneficios como: (i) mejoras en la producción de biogás y rendimiento del metano, (ii) dilución de sustancias inhibitorias, (iii) equilibrio de nutrientes y (iv) efectos sinérgicos de los microorganismos (Elalami *et al.*, 2019). Cavinato *et al.*, (2010) y Shah *et al.*, (2015) afirman que la CoDA puede aumentar la producción de biogás de 25% a 400% sobre la DA de los mismos sustratos. Procesos de CoDA con LS y EB a diferentes proporciones de mezcla (EB entre 15% y 45%) han generado incrementos en el rendimiento alcanzando valores cercanos 0,40 m³ biogás/kg DQO Escalante-Hernandez *et al.*, 2017). La mayoría de los estudios anteriores se enfocan en evaluar únicamente la proporción de los sustratos, sin considerar condiciones como: i) la temperatura, que afecta directamente el metabolismo de los microorganismos; ii) el aporte nutricional de cada sustrato (fracción) que favorecen la

sinergia del proceso y iii) la carga orgánica alimentada, la cual influye en el tiempo de retención y en el porcentaje de remoción. Por lo anterior, se requiere desarrollar un procedimiento que permita la optimización del proceso anaeróbico en función del efecto individual e interactivo de factores como la temperatura, la proporción de cada sustrato y la carga orgánica. El objetivo de esta investigación fue plantear una metodología para mejorar los rendimientos de producción de biogás reduciendo los riesgos de inhibición.

Metodología

Esta investigación se desarrolló en tres etapas: i) caracterización de los sustratos, ii) optimización estadística de las variables potencial de biometanización y contenido de AGV y iii) validación experimental de las condiciones óptimas.

Fuentes de sustrato e inóculo. Caracterización

El lactosuero utilizado como sustrato principal fue recolectado de una microempresa de la región dedicada a la producción de queso. Esta empresa adquiere la leche, utilizada como materia prima, de diferentes zonas rurales (Santander-Colombia). A partir de sus actividades, la empresa procesa alrededor de 1 600 L/d de leche, lo cual es equivalente a una producción de 160 kg queso/d. La generación promedio de LS es de 1 500 L/d Escalante-Hernandez *et al.*, 2018). El EB usado como co-sustrato fue suministrado por un frigorífico el cual faena más de 500 animales diarios. El inóculo utilizado en este estudio fue un lodo de estiércol bovino proveniente de un biodigestor tubular instalado en una granja agropecuaria. Este biodigestor procesa 140 L/d de una mezcla de estiércol/agua lluvia en una proporción 1:3. La actividad metanogénica específica (AME) de este inóculo fue de $0,04 \pm 0,005$ g DQO CH₄/g SV*d (Castro *et al.*, 2017). En la Tabla 1 se presenta la caracterización de los sustratos e inóculo:

Tabla 1 | Caracterización fisicoquímica de los sustratos e inóculo.

Variabes	Unidades	LS	EB	Inóculo
DQO	[g/L]	51,03±0,76	69,41±2,52	11,21±0,39
SV	[g/kg]	55,1±3,25	132,47± 1,09	12,29±0,02
AGV	[mg/L]	4 800 ± 169,71	720±84,85	350±70,71
AT	[mg CaCO ₃ /L]	1 850±70,71	16 400± 70,71	1 500
pH	---	4,1±0,2	7,84±0,5	7,86±0,2
C		38,36	39,89	--
H		5,02	4,78	--
O	%p	38,94	33,5	--
N		3,21	1,44	--
Fórmula empírica	--	C ₁₄ H ₂₂ O ₁₁ N	C ₃₂ H ₄₇ O ₂₀ N	--
PBM _{teórico}	[CH ₄ /kg SV]	0,39	0,48	

Optimización simultánea

Se planteó una estrategia de optimización simultánea Pulido *et al.*, 2012) que se fundamentó en tres etapas: definición de los factores, ajuste de parámetros y validación.

Definición de variables de estudio

Para conseguir una producción de biogás sin riesgos de inhibición se planteó la optimización simultánea de dos variables de respuesta de alta importancia: el PBM y la concentración final AGV. El potencial de producción de metano refleja el rendimiento del proceso, variable que se buscó maximizar. Por su parte, el contenido de AGV al final de la digestión representa la materia orgánica disponible para la generación de metano que no fue consumida. Altos contenidos de AGV indican altos riesgos de inhibición; por lo tanto, esta variable fue minimizada. Las variables de entrada estudiadas o factores fueron tres: la fracción en sólidos volátiles de LS (fLS) la temperatura (T) y el efecto de la carga orgánica, representado en la relación inóculo/sustrato (RIS).

Diseño experimental seleccionado

Para la optimización se utilizó un diseño factorial 2^3 + punto central y puntos axiales. El análisis estadístico empleado

$$y = \alpha_0 + \alpha_1 * A + \alpha_2 * B + \alpha_3 * C + \alpha_4 * A^2 + \alpha_5 * A * B + \alpha_6 * A * C + \alpha_7 * B^2 + \alpha_8 * B * C + \alpha_9 * C^2 \quad (1)$$

Los resultados obtenidos de la regresión fueron analizados mediante análisis de varianza (ANOVA) utilizando el software Minitab.

Validación

Con el fin de validar las condiciones predichas como óptimas por el modelo de ajuste, se realizó un nuevo ensayo de PBM bajo las mismas. Posteriormente se realizó el proceso de CoDA de la proporción óptima de LS con EB en un reactor tubular a escala laboratorio ($T = 25 \pm 2$ °C). Se utilizó un reactor de cloruro de polivinilo con relación longitud/diámetro de 9 (Martí-Herrero & Cipriano, 2012) (longitud de 1 m), y volumen de operación de 4,3 L. Para monitorear la estabilidad del reactor, cada 5 días se tomaron 60 ml de muestra para determinar: AGV, pH, SV y demanda química de oxígeno (DQO). Adicionalmente, cada día se midió el biogás producido mediante el desplazamiento de una solución saturada de cloruro de sodio (Angelidaki, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011).

Potencial de biometanización

Los ensayos de PBM se llevaron a cabo por triplicado en botellas de vidrio de 100 ml (volumen de operación de 60 mL), según el protocolo sugerido por Holliger *et al.* (2016). Para el montaje de cada uno de los 17 ensayos se procedió de la siguiente manera:

fue la metodología de superficie de respuesta (MSR). Los niveles alto y bajo para cada factor fueron: fLS= (0,3; 0,9); T= (15 °C; 35 °C); RIS= (1,0; 2,0). Estas condiciones se seleccionaron con el fin de estudiar el efecto de i) bajas y altas concentraciones de LS en la codigestión, ii) operar bajo los principales regímenes de temperatura (psicrofilia, mesofilia y termofilia) y evaluar cargas bajas y altas de materia orgánica. En la Tabla 2 se presentan los ensayos experimentales con las combinatorias teniendo en cuenta los puntos centrales y axiales. Los ensayos realizados se ordenaron de acuerdo con los rangos de temperatura abarcados.

Una vez establecidas las condiciones para cada ensayo, se procedió con la determinación del PBM y de la concentración final de AGV. Los resultados experimentales para las variables de respuesta se ajustaron a la expresión de segundo orden presentada en la Ecuación 1, donde α_0 es una constante, α_1, α_2 y α_3 son coeficientes lineales, α_5, α_6 y α_8 son coeficientes de interacción y α_4, α_7 y α_9 son coeficientes cuadráticos. Por su parte y simboliza la variable de respuesta y A, B y C equivalen a fLS, RIS y T, respectivamente.

- Se fijó el volumen de inóculo a utilizar ($V_{\text{adicionado inóculo}}$; en este caso 40 mL) en cada botella.
- Con la definición matemática de la RIS (Ecuación 2) y de acuerdo con sus valores establecidos en el diseño, se determinó la cantidad a adicionar de cada sustrato i (Ecuación 3):

$$RIS = \frac{gSV_{\text{inóculo}} / kg * V_{\text{adicionado inóculo}} * \rho_{\text{inóculo}}}{gSV_{\text{sustratos}}} \quad (2)$$

Dónde

$$gSV_{\text{sustratos}} = \sum_i^n \left(gSV_{\text{sustrato } i} / kg * V_{\text{sustrato } i} * \rho_i \right)$$

$$V_{\text{sustrato } i} = f_i \frac{gSV_{\text{sustratos}}}{gSV_{\text{sustrato } i} / kg * \rho_i} \quad (3)$$

Donde f_i , $\rho_{\text{inóculo}}$ y ρ_i corresponden a la fracción de cada sustrato y a las densidades del inóculo y del sustrato i , respectivamente).

- Después de agregar el inóculo y el sustrato a cada biorreactor, estos fueron aforados a 60 mL con agua

destilada. Posteriormente, cada muestra fue sometida a condiciones anaeróbicas, (removiendo el oxígeno presente con un flujo de gas compuesto por N₂/CO₂ 80/20 %v), sellada con un tapón de butilo y agrafes de aluminio, y almacenada a las temperaturas establecidas en el diseño. Con el objetivo de evaluar la producción de metano por la actividad endógena del inóculo, se realizó un experimento blanco (inóculo aforado con agua destilada) para cada una de las temperaturas de operación a evaluar.

- d. El metano producido se cuantificó diariamente mediante el desplazamiento volumétrico de una solución alcalina (0,5 N). El volumen desplazado de metano se normalizó (después de restar el metano producido por los blancos) y se expresó en términos de producción específica de metano como m³CH₄/kgSV_{adicionado}. Finalizada cada prueba de PBM, se determinó la concentración final de AGV (Purser *et al.*, 2014). Para reforzar los resultados del efecto de la codigestión, se determinó la actividad metanogénica específica (AME) del inóculo para cada una de las temperaturas evaluadas siguiendo la metodología propuesta por Astals *et al.* (2014).

Métodos analíticos

El contenido de materia orgánica representada en los SV y la DQO fueron determinados mediante los métodos termogavimétrico (SM 2450 E) y calorimétrico (SM 5220-D), respectivamente (APHA, 2005). Por su parte, la concentración de AGV y la alcalinidad total AT) fueron determinadas por titulación de acuerdo con la metodología planteada por Purser *et al.* (2014). El pH fue medido usando un potenciómetro de marca Metrohm 691.

Resultados

Ensayos de biodegradabilidad anaeróbica

En la Tabla 2 se presentan los resultados en función de la estabilidad (AGV) y la producción de metano (PBM) para cada uno de los ensayos establecidos en el diseño experimental.

Los problemas de inhibición en el proceso de digestión anaeróbica son causados principalmente por la acumulación de ciertos compuestos, destacándose los AGV.

Tabla 2 | Resultados para las variables de respuesta del diseño experimental.

Rangos	#	Condiciones			AGV [mg/L]	PBM [m ³ CH ₄ /kg SV]
		T	RIS	fLS		
Psicrofilico (T < 20 °C)	1	8	1,5	0,6	1 150	0,12
	2	15	2,0	0,9	3 400	0,45
	3	15	1,0	0,9	4 750	0,16
	4	15	2,0	0,3	200	0,2
	5	15	1,0	0,3	150	0,19
Mesofilico (20 °C < T < 39 °C)	6	25	2,3	0,6	350	0,18
	7	25	1,5	0,1	100	0,14
	8	25	1,5	1	2 400	0,4
	9	25	0,7	0,6	3 450	0,07
	10	25	1,5	0,6	250	0,51
	11	25	1,5	0,6	250	0,45
	12	25	1,5	0,6	150	0,44
	13	35	1,0	0,3	300	0,33
Termofilico (T < 40 °C)	14	35	2,0	0,3	300	0,3
	15	35	2,0	0,9	300	0,59
	16	35	1,0	0,9	3 050	0,02
	17	42	1,5	0,6	300	0,51

Los niveles de ácidos grasos son importantes en la digestión por dos razones: (a) los ácidos orgánicos de cadena corta son los precursores inmediatos en la cadena metabólica para la formación de metano, donde, el ácido acético es el antecesor de aproximadamente el 70%

de todo el CH₄ formado (Hill, 1982) y (b) cuando se presenta una acumulación notoria de AGV y por ende un deceso del pH, ya sea por variaciones en la temperatura o por el suministro de una carga orgánica inapropiada, hay afección directa en los microorganismos encargados

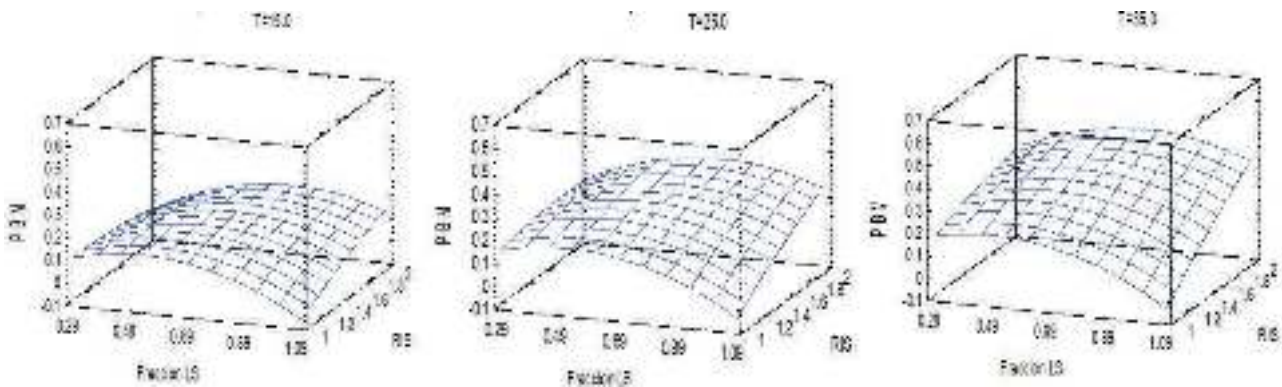
de la metanogénesis, ocasionando un decaimiento en su actividad produciendo reducciones en la producción de metano y déficits en el consumo de materia orgánica (Hill *et al.*, 1987). Las mezclas 2, 3, 9 y 16 presentan una alta tendencia a la inhibición, debido a que tiene valores de AGV cercanos a los 5 000 mg/L, valor reportado como inhibitorio por Xu *et al.*, (2014). Por su parte la mezcla 15 alcanza el mayor valor de PBM, lo cual se puede acreditar principalmente a que se encuentra en condiciones favorables de temperatura. Además, es de considerar que la cantidad de inóculo adicionada a esta muestra duplica a la cantidad de sustrato, lo cual representa una carga orgánica reducida, favoreciendo la interacción entre los microorganismos y la materia orgánica disponible para la producción de metano (Dev *et al.*, 2019).

Efecto de la RIS, T y fLS en el rendimiento del bioproceso de codigestión

En la Figura 1a y 1b se presentan las superficies de respuesta descritas por las ecuaciones de ajuste obtenidas por el modelo. De acuerdo con los valores de R² hallados a partir del ajuste, las expresiones para el PBM y los AGV explicaron el comportamiento de los datos experimentales en un 92,19 y

95,64% respectivamente, lo cual indica que la mayoría de los resultados experimentales son explicados por las ecuaciones modelo. Las variables con mayor efecto sobre el PBM son la temperatura, la RIS, y los factores cuadráticos de la fLS y de la RIS, respectivamente. Las variables con mayor efecto sobre la concentración de AGV son en orden respectivo, la RIS, la fLS, y la T. Al determinar los valores críticos fue posible inferir que relaciones inóculo/sustrato entre 1,5 y 2,2, fLS entre 0,6 y 0,9 (v/v) y T entre 20 y 35 °C favorecen la obtención de un mayor PBM bajo las condiciones de experimentación evaluadas en este trabajo. Para encontrar las mejores condiciones de T, RIS y fLS se realizó una optimización de múltiples respuestas, maximizando la producción de PBM y manteniendo las concentraciones más bajas respecto al contenido de AGV. Estas condiciones fueron temperatura de 34,4 °C, RIS de 2,2 y fLS de 0,70. La deseabilidad alcanzada bajo estas condiciones fue de 0,98. Con estos valores de operación, se espera obtener un PBM de 0,6 m³ CH₄/kg SV_{adicionado} con un valor reducido de AGV de 382,60 mg/L. La CoDA bajo las condiciones más favorables del diseño experimental permitió mejoras en el proceso mostrando efectos sinérgicos significativos, sustentados en el aumento de la producción de biogás.

$$\text{a) PBM} = -0,553 + 0,437 * \text{RIS} + 0,025 * \text{T} - 0,797 * \text{LS}^2 + 0,671 * \text{LS} * \text{RIS} - 0,254 * \text{RIS}^2 \quad (4)$$



$$\text{b) AGV} = 2618,12 + 6798,12\text{LS} - 6272,49\text{RIS} + 48,74\text{T} + 6345,22\text{LS}^2 - 3458,33 \text{LSRIS} - 210,42 \text{LST} + 2626,76 \text{RIS}^2 \quad (5)$$

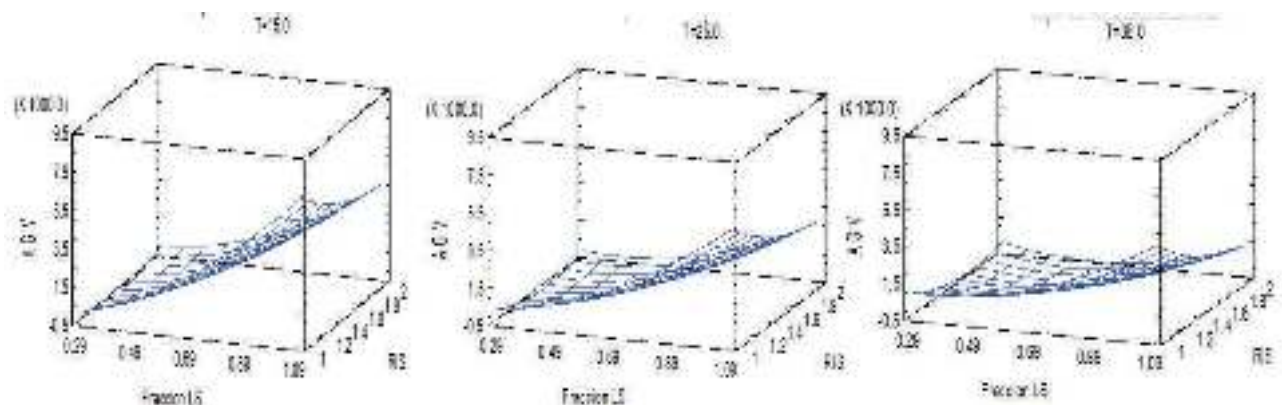


Figura 1 | Ecuaciones de ajuste e isotermas de superficies de respuesta para a) el PBM (m³CH₄/kg SV) y b) los AGV (mg/L).

Comportamiento de la actividad metanogénica específica

La temperatura es uno de los mayores obstáculos que puede presentar un proceso de digestión. La temperatura tiene influencia directa sobre las velocidades de reacción de metanogénesis y por ende perturba la generación del metano. En la Figura 2 se presenta la influencia de la temperatura sobre la AME del lodo de EB utilizado como inóculo. Al contrastar el comportamiento de la AME con los rendimientos de producción de biogás es posible inferir que el balance nutricional aportado por la codigestión y la

sinergia existente en la misma permiten alcanzar mejores resultados en comparación con procesos de monodigestión incluso a temperaturas favorables (superiores a 20 °C). En estos casos se alcanzó aumentos en los rendimientos en más de 53% al comparar la digestión de la mezcla LS:EB con los valores teóricos para la monodigestión del lactosuero. De acuerdo con lo anterior es posible mencionar que la sinergia contribuye a que el proceso de codigestión contrarreste los efectos negativos de la temperatura, haciendo que el proceso anaerobio no sea limitado por temperaturas inferiores a los 20 °C.

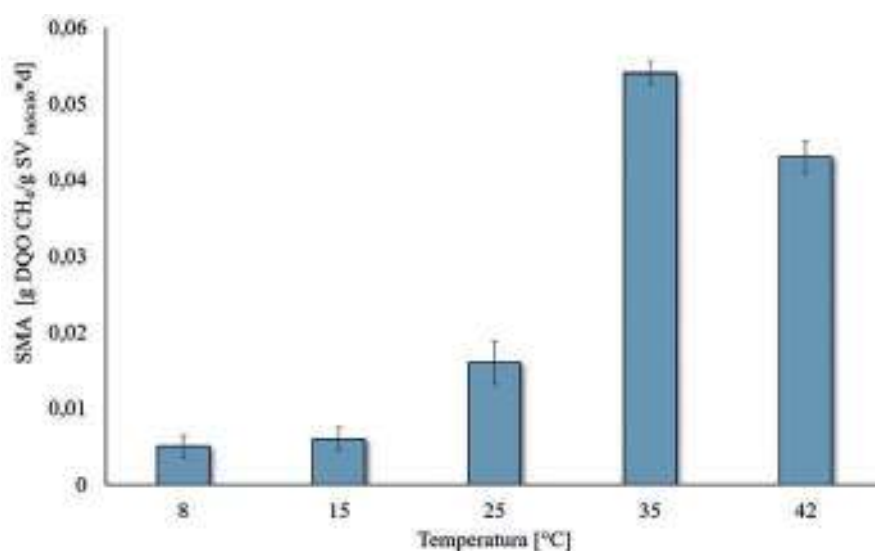


Figura 2 | Comportamiento de la actividad metanogénica específica en distintas temperaturas.

Tabla 3 | Resultados promedio del monitoreo de la codigestión del LS con alimentación semi-continua.

Variable	Alimento	Salida (prom n=5)
SV [g/kg]	68,7 ± 4,2	12,12 ± 6,34
DQO [g/L]	57,9 ± 3,25	16,56 ± 7,88
AGV [mg/L]	4 980 ± 410	612 ± 143,25

Validación de las condiciones óptimas

Al validar las mejores condiciones obtenidas en el diseño, a través de un nuevo ensayo de biodegradabilidad, se obtuvo un PBM de 0,52 m³ CH₄/kg SV_{adicionado} con una concentración de ácidos cercana a los 600 mg/L. Esto representa una similitud de hasta el 87% con lo predicho por la ecuación modelo. La literatura reporta valores de 0,409 m³ CH₄/kg SV_{adicionado} para una mezcla 65 %v LS 35 %v EB (Escalante-Hernandez *et al.*, 2017), y 0,42 m³ CH₄/kg SV_{adicionado} para la mono-digestión anaeróbica de LS (Labatut *et al.*, 2011). Posteriormente, la mejor proporción de mezcla (fLS=0,7) fue alimentada a un digestor tubular con una velocidad de carga orgánica de 0,5 kg SV/m³_{digestor} día durante 30 días. Los resultados del monitoreo se muestran en la Tabla 3.

De acuerdo con los resultados, se consiguieron valores de remoción de materia orgánica del 82% y 71% con base a los SV y a la DQO, respectivamente. Por otro lado, es posible afirmar que el proceso se llevó a cabo de manera estable: aún con una mezcla alimentada caracterizada por su alta concentración de AGV y bajo pH (5,16), se alcanzó una concentración de ácidos muy por debajo de los límites de inhibición (>1,500 mg/L) (Angelidaki *et al.*, 2011) con pH de 7,4± 0,17 a la salida. Lo cual permite inferir que el uso de EB como cosustrato ayudó a regular la acidez en el digestor. Las eficiencias del proceso de codigestión expresadas como la velocidad de producción de biogás y la velocidad específica de producción de biogás fueron 0,22 m³_{biogás}/m³_{digestor} día y 0,44 m³_{biogás}/kg DQO_{alimentado}

respectivamente. Así, bajo condiciones de mezcla y carga orgánica favorables, la producción de biogás a partir del LS codigestado con EB puede contribuir significativamente al desarrollo de las zonas rurales.

Conclusiones

A partir de una optimización estadística simultánea es posible encontrar una proporción de mezcla óptima para

la codigestión anaeróbica, mediante un modelo de ajuste matemático que predice el rendimiento de la producción de metano y la concentración de ácidos grasos volátiles, para el caso de estudio LS y EB. La Figura 3 esquematiza una metodología que puede ser utilizada para predecir el rendimiento de producción de metano de acuerdo con las condiciones climáticas (temperatura) y la disponibilidad de los sustratos.

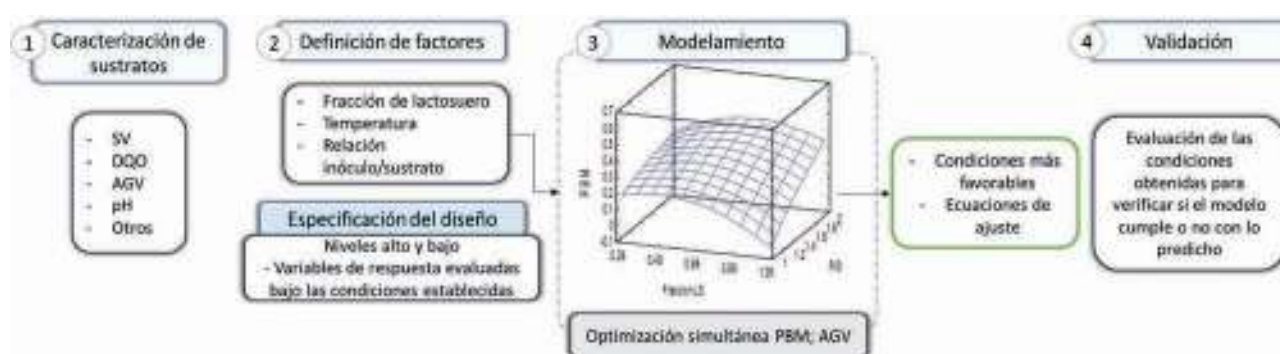


Figura 3 | Pasos metodológicos para la optimización simultánea.

Referencias

- Angelidaki, I., Karakashev, D., Batstone, D., Plugge, C. & Stams, A. (2011). Biomethanation and Its Potential. *Methods in Enzymology*, 494, 327-351. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0>
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. USA: American Public Health Association.
- Astals, S., Batstone, D., Mata-Alvarez, J. & Jensen, P. (2014). Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. *Bioresource Technology*, 169, 421-427. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.024>
- Castro, L., Escalante, H., Jaimes-Estévez, J., Díaz, L., 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>
- Cavinato, C., Fatone, F., Bolzonella, D. & Pavan, P. (2010). Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops: comparison of pilot and full scale experiences. *Bioresource technology*, 101(2), 545-550. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.043>
- Dev, S., Saha, S., Kurade, M., Salama, E., El-Dalatony, M., Ha, G. & Jeon, B. (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>
- Elalami, D., Carrère, H., Monlau, F., Abdelouahdi, K., Oukarroum, A. & Barakat, A. (2019). Pretreatment and co-digestion of wastewater sludge for biogas production: Recent research advances and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 114, 109287. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109287>
- Escalante, H., Castro, L., Amaya, M., Jaimes, L., & Jaimes-Estévez, J. (2018). Anaerobic digestion of cheese whey: Energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. *Waste Management*, 71, 711-718. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.026>
- Escalante-Hernández, H., Castro, L., Besson, V. & Jaimes-Estévez, J. (2017). Feasibility of the anaerobic digestion of cheese whey in a Plug Flow Reactor (PFR) under local conditions. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 18(3), 265-277.
- Hill, D. (1982). A comprehensive dynamic model for animal waste methanogenesis. *Transactions of the ASAE*, 25(5), 1374-1380.

- Hill, D., Cobb, S. & Bolte, J. (1987). Using Volatile Fatty Acid Relationships to Predict Anaerobic Digester Failure. *Transactions of the ASAE*, 30(2), 496-501.
- Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U. & Ebertseder, F. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515-2522. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>
- Huertas, R. (2009). Lactosuero: importancia en la industria de alimentos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín*, 62(1), 4967-4982.
- Labatut, R., Angenent, L. & Scott, N. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource technology*, 102(3), 2255-2264. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>
- Lettinga, G., Rebac, S. & Zeeman, G. (2001). Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends in Biotechnology*, 19(9), 363-370. [https://doi.org/10.1016/S0167-7799\(01\)01701-2](https://doi.org/10.1016/S0167-7799(01)01701-2)
- Martí-Herrero, J. (2019). *Biodigestores Tubulares: Guía de Diseño y Manual de Instalación*. Ecuador: RedBiolac.
- Martí-Herrero, J. & Cipriano, J. (2012). Design methodology for low cost tubular digesters. *Bioresource Technology*, 108, 21-27. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.117>
- Pulido, H., De la Vara Salazar, R., González, P., Martínez, C. & Pérez, M. (2012). *Análisis y diseño de experimentos*. New York, NY, USA: McGraw-Hill.
- Purser, B., Thai, S., Fritz, T., Esteves, S., Dinsdale, R. & Guwy, A. (2014). An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. *Water research*, 61, 162-170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.020>
- Raposo, F., De la Rubia, M., Fernández-Cegri, V. & Borja, R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 861-877. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>
- Rodríguez, C. F. (2014). Subproductos de la industria quesera y formas de aprovechamiento. In *Obtención de Biogás e hidrógeno* (pp. 10-15). Doctoral dissertation, Universidad de León.
- Shah, F., Mahmood, Q., Rashid, N., Pervez, A., Raja, I. & Shah, M. (2015). Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 627-642. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.053>
- Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G. & Han, X. (2012). Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource technology*, 120, 78-83. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.058>
- Xu, Z., Zhao, M., Miao, H., Huang, Z., Gao, S. & Ruan, W. (2014). In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. *Bioresource technology*, 163, 186-192. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.037>

Modelación de la digestión anaerobia. Una visión integrada

Cápsula educativa



Andres Donoso-Bravo

Centro Tecnológico del Agua CETAQUA Chile

andreseduardo.donoso@cetaqua.com

Resumen

La modelación matemática de procesos ha ganado popularidad en muchos campos de investigación incluido los procesos biológicos, como la digestión anaerobia. El trabajo remoto, la sensorización y la automatización de procesos, que ha crecido fuertemente en los últimos años, fomenta aún más el uso de herramientas matemáticas que complementen la supervisión y el control de procesos. En esta cápsula se describen los conceptos básicos de modelación, su aplicación y su utilidad con énfasis en el proceso de digestión anaerobia. El objetivo es proveer al lector de un acercamiento comprensible al tema y despertar el interés en un tema que no dejara de seguir expandiéndose en el futuro.

Palabras clave:

Modelación;
Ecuaciones;
Representación Virtual.

Modeling of anaerobic digestion. An integrated vision

Abstract

Mathematical modeling has gained popularity in many fields of research including biological processes such as anaerobic digestion. Remote work, sensorisation and process automation, which has grown strongly in recent years, further encourages the use of mathematical tools that complement process monitoring and control. This capsule describes the basic concepts of modeling, its application and its usefulness with an emphasis on the anaerobic digestion process. The objective is to provide the reader with an understandable approach to the subject and to awaken interest in a subject that will continue to expand in the future.

Keywords:

Modeling; Ecuations;
Virtual Representation.

Forma de citar: Donoso-Bravo, A. (2020). Modelación de la digestión anaerobia. Una visión integrada. *RedBioLAC*, 4, 96-101.

¿Qué es la modelación matemática de procesos?

En lengua castellana se reporta el uso de al menos tres diferentes palabras para referirse al mismo concepto: modelación, modelado, modelización matemática. Sin profundizar en las sutiles diferencias que pueda haber entre cada una de estas palabras ni en que campos de la ciencia predominan una o la otra, en esta cápsula usaremos solo modelación.

Para llevar a cabo modelación, necesitamos de un modelo matemático, el cual corresponde a una representación virtual de un sistema, en este caso específicamente un proceso, basado en ecuaciones matemáticas. Una de las definiciones más directas y apropiadas, a mi juicio, es la dada por Eykhoff (1974) quien definió un modelo matemático como: “Una representación de los aspectos esenciales de un sistema existente (o un sistema que va a ser construido), el cual comprende conocimiento del sistema de una forma que puede ser utilizada”

Corresponde a una abstracción de la realidad, ya que no importa el número de ecuaciones que se consideren, un modelo no puede capturar la complejidad del sistema en su totalidad, ya sea de manera consciente con simplificaciones aplicadas bajo un cierto criterio o de manera inconsciente debido a variables o interacciones que no se conocen pero que existen. Como regla general se considera que el “mejor modelo” es el modelo más simple, que sirva para alcanzar el o los objetivos planteados, es decir, lo suficientemente complejo para ayudarnos a entender el proceso y resolver el problema.

¿Qué tipos de modelos existen?

La representación matemática de un (bio)proceso llevada a cabo mediante expresiones matemáticas puede realizarse con básicamente dos estrategias: estrategia explicativa basada en los principios fundamentales del proceso o una estrategia no explicativa focalizada en la capacidad predictiva del modelo (Figura 1).

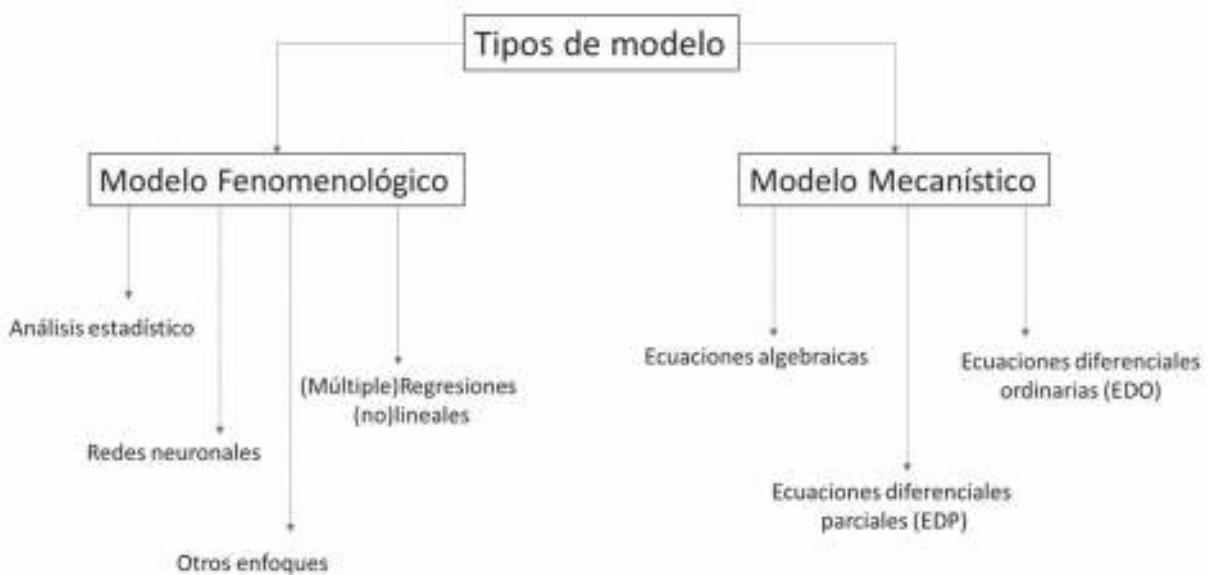


Figura 1 | Tipos de modelos que existen.

La primera estrategia es la que conocemos como modelación mecánica y la que será el foco de esta cápsula. Esta modelación, busca la representación de un proceso mediante la utilización de los principios fundamentales de la ingeniería, es decir, las leyes de conservación que incluyen balances de masa, energía y momento. Junto a las leyes generales, usualmente se incluyen ecuaciones constitutivas que corresponden a ecuaciones que representan fenómenos como equilibrios químicos, cinética de reacción, inhibición, transferencia de gases, entre otras. ¿Qué tantas ecuaciones, o qué grado de complejidad debería tener mi modelo? Eso dependerá exclusivamente de los objetivos que se quieren lograr con la modelación. Como regla general y muchas

veces citada, “un modelo debería ser el más simple, que sea útil”

La segunda estrategia de la cual no profundizaremos aquí es conocida como modelación fenomenológica o empírica, que busca la correlación de ciertos datos de entrada con los datos de salida del proceso, cuyo interés principal es el éxito de la predicción de estas salidas dada las entradas en otros escenarios. Este tipo de modelación ha sido tradicionalmente utilizado en ámbitos financieros y económicos, aunque en las últimas décadas se ha visto una importante penetración de este tipo de modelación en procesos industriales. El uso de estas herramientas en aplicaciones de Aprendizaje

automático (*Machine learning*) e inteligencia artificial son los ejemplos más claros de la motivación no explicativa de este tipo de modelación.

¿Cómo se construye un modelo matemático?

Una práctica adecuada de modelación debería seguir un cierto proceso de aplicación. Un diagrama de flujo de este proceso se presenta en la Figura 2. El primer paso, corresponde al establecimiento del problema que se quiere resolver o qué desafío se quiere enfrentar. En este punto, el análisis conceptual debe establecer si el problema se puede resolver mediante modelación, es decir, si existe evidencia o literatura que respalde que sí es posible realizar un trabajo de modelación para resolver el problema. Si no existe literatura, puede indicar que el problema no es factible de modelar y quizás, es mejor buscar otras alternativas. La existencia de información bibliográfica, nos indica que hay evidencia de que el problema sobre el proceso que nos interesa puede ser resuelto mediante modelación y deberíamos seguir adelante.

Independientemente de si se va a desarrollar un modelo basado en la literatura, adaptar un modelo o simplemente usar algo ya establecido, es importante tener conocimiento de las suposiciones que se deben considerar al aplicar ese modelo. Es importante cuestionar si las suposiciones son razonables, es decir, si pueden implementarse en el modelo y, sobre todo, si existe evidencia bibliográfica sobre la consideración de estas suposiciones.

Posteriormente se procede a escribir las ecuaciones del modelo. Se debe asegurar que las ecuaciones están bien desarrolladas, escritas y entendidas. Es muy relevante que el modelador entienda las ecuaciones que gobiernan el proceso.

Una vez establecidas las ecuaciones y seleccionado la plataforma a utilizar, se debe proceder a la programación y resolución de éstas. El nivel de programación requerido dependerá del software escogido. En este punto nos debemos cerciorar de los posibles fallos de escritura del modelo. En algunos casos el programa mostrará explícitamente los errores de programación, pero en otros, el modelo, que aún contiene errores de escritura, es resuelto. Por eso es importante, que el modelador conozca sobre los fundamentos del proceso, para así poder evaluar que los resultados que entregan las primeras simulaciones sean coherentes. Asegurarse de que se cumplan los balances de especies involucradas, es uno de los pasos a tener en cuenta para chequear que el modelo esté correctamente implementado.

En muchos casos, el modelo requerirá una cierta calibración de parámetros previa a su uso. Esto va a depender, entre otros factores, de la complejidad del modelo y de la cantidad y calidad de datos experimentales. La validación del modelo ya calibrado, corresponde a la determinación de la capacidad predictiva de éste en condiciones experimentales no utilizadas durante la calibración. Normalmente, de todos los datos reales disponibles se escoge un set para calibración y otro set para validación. Vale la pena recordar, que un modelo nunca puede ser 100% validado ya que no existe la cantidad de datos disponibles para testear el modelo en todas condiciones posibles que se pueden dar de un proceso. Sin embargo, el hecho que puede predecir un cierto número de condiciones no usadas previamente mejora la confianza y reduce la incertidumbre de su utilización, lo que permite usarlo para simular nuevas condiciones.

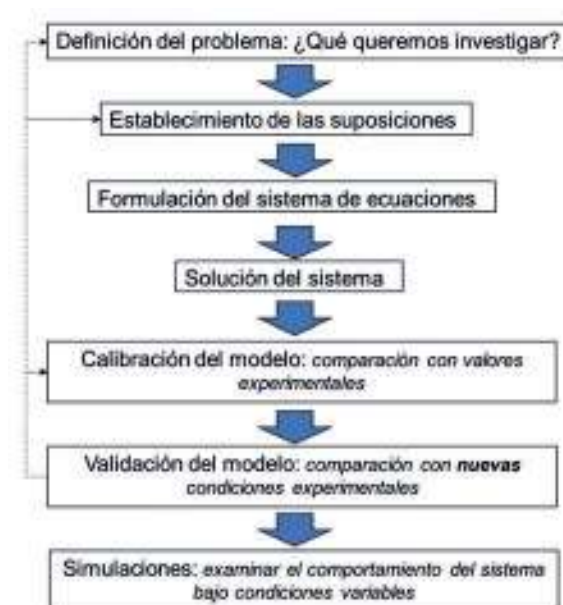


Figura 2 | Diagrama lógico de pasos para la aplicación de un modelo.

¿De qué me sirve contar con un modelo?

Contar con una representación adecuada del proceso a nivel de modelo puede ser usada con diferentes propósitos, la mayoría de los cuales se complementan entre sí. A continuación, se describen las principales funciones que un modelo matemático puede ofrecer para su aplicación en un bioproceso industrial como la digestión anaerobia.

Supervisión y/o monitorización: En la actualidad los procesos son cada vez más automatizados y para lograr una automatización apropiada se utilizan una gran cantidad de sensores y actuadores. Si un modelo se usa para seguir el comportamiento del proceso, la desviación de los valores medidos con las variables de modelo puede indicar que

los sensores necesitan recalibración. Si los sensores se encuentran en buen estado, pero aún así el modelo indica valores diferentes a los medidos, puede indicar que el modelo necesita una recalibración de parámetros o una reestructuración. Esto último, es de especial importancia en digestión anaerobia ya que los microorganismos están en continua evolución ya sea por adaptación, mutaciones, etc. En la Figura 3 se observa un ejemplo de cómo un modelo puede indicar que algo en el proceso no está siendo monitoreado correctamente. En los primeros 20 días, se observa que el modelo subestima la producción de biogás (entre 20-30%) lo cual permitió identificar una falla en el sensor de caudal de biogás que pudo ser corregido a tiempo. Las otras variables son correctamente predichas por el modelo.

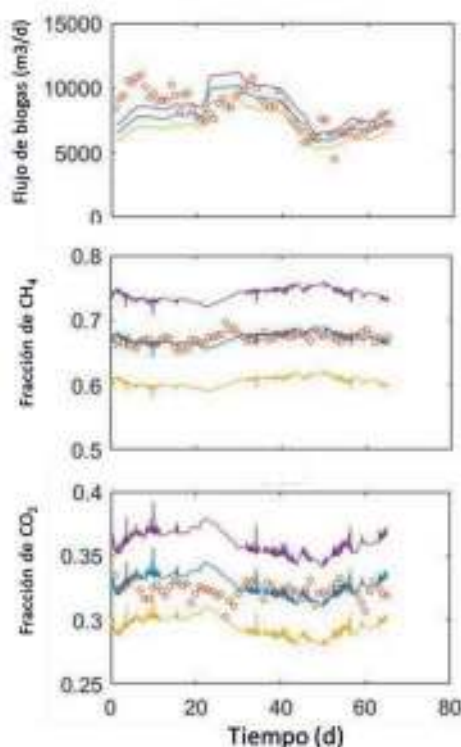


Figura 3 | Predicción de modelo ADM1 de DA en la producción de biogás y composición de un digestor real. Línea azul: predicción del modelo. Línea púrpura y amarilla: predicción del modelo con tolerancia de +20 y -20% respectivamente. Círculos rojos: Datos reales.

Evaluación de escenarios: Si el modelo matemático representa adecuadamente el proceso, este puede ser usado para evaluar escenarios operacionales de interés. Por ejemplo, cambios en las propiedades del sustrato, subidas o bajadas de temperatura, alteraciones en el pH, entre otras. La explotación del modelo de esta forma permite reducir tiempo, riesgo, y con mucha seguridad también costos comparado con la evaluación de escenarios a escala piloto.

Entendimiento: El seguimiento del proceso por medio de un modelo, ayuda a comprender la relación entre lo que se observa o mide y las interacciones y comportamientos

que ocurren en el ecosistema. Siempre existirá un número de variables que, dependiendo del modelo y del grado de sensorización del proceso, no son medidos, por ejemplo, microorganismos, intermediarios, etc. Una manera apropiada de tener algún tipo de seguimiento de estas variables, es mediante el uso de un modelo apropiado.

Escalado: Originalmente se han usado ciertas correlaciones empíricas entre algunos parámetros de diseño y de operación que se deben mantener constantes al escalar un proceso, muchas veces se busca semejanzas geométricas. En la actualidad, un modelo puede representar el proceso en

cualquier escala, por lo tanto, un modelo se puede usar para evaluar el escalamiento de un digestor. El mezclado y la homogeneidad se ve claramente afectado a aumentar escala por lo que el modelo debe contener estas consideraciones para que su aplicación sea válida.

Entrenamiento de personal: Contar con una representación virtual del bioproceso, puede utilizarse como un primer acercamiento hacia el bioproceso por parte de personal que realiza labores de operación, diseño o mantención. Un modelo apropiado puede ser la base de un simulador que puede ser explotado por la gerencia para preparar a operadores e ingenieros, sobre todo, por los que no están familiarizados con procesos biológicos.

Control: Una de las formas mayormente descritas en la literatura científica para explotar modelos, son para estrategias de control y optimización. Estos enfoques tienden a usar modelos muy simplificados del bioproceso, con el fin de realizar un análisis matemático analítico de estos, y de ahí derivar estrategias de control con respecto a, por ejemplo, el caudal de alimentación, concentración de sustrato, tiempo de operación, etc. Estos enfoques tienen poca aplicabilidad, principalmente porque el modelo que se usa representa de manera muy general el proceso y pierde capacidad explicativa.

¿Qué modelo existen para digestión anaerobia (DA)?

Los primeros modelos pueden ser encontrados hacia el final de los 70s, comienzo de los 80s, y se enfocaban en describir solo el paso limitante (reacción más lenta) del proceso completo de DA (Hill & Barth, 1977). Una segunda generación de modelos incorporó más procesos, como la acidogénesis y acetogénesis separadamente (Hill, 1982) incluso agregó el rol regulador del H_2 como intermediario (Costello *et al.*, 1991; Ruzicka, 1996). La incorporación de más reacciones y poblaciones microbianas, llevó a la generación de modelos cada vez más extensos (Angelidaki *et al.*, 1993; Kalyuzhnyi *et al.*, 1998; Siegrist *et al.*, 1993). Como respuesta a la necesidad de contar con un modelo genérico de consensos, el grupo especializado de digestión anaerobia de la IWA (Asociación Internacional del Agua) desarrolló el modelo ADM1 (*Anaerobic Digestion Model n1*) (Batstone *et al.*, 2002). Este modelo describe la dinámica de 24 compuestos e incluye 19 procesos de conversión, aun así, el ADM1 no considera varios procesos y especies que se relacionan con aplicaciones más específicas. De este modo, en los años posteriores se han publicado extensiones del ADM1 para considerar, por ejemplo, la producción de H_2S mediante la sulfato reducción (Fedorovich *et al.*, 2003), la producción de ácido láctico (Hinken *et al.*, 2014), la biodegradación de fenol (Fezzani & Cheikh, 2009), entre otros.

Entre los modelos más simplificados el modelo de dos reacciones desarrollado por Bernard *et al.*, (2001) ha

sido utilizado en varias aplicaciones, principalmente académicas y de investigación, por ejemplo, en el campo de control (Dalmau *et al.*, 2010) y por análisis matemático (Sbarciog *et al.*, 2010).

Los modelos antes mencionados pueden ser empleados en diversos tipos de digestores: tanque agitado, flujo-pistón, UASB, etc. Como también en escalas tan variables como digestores de un volumen de L hasta miles de m^3 .

El modelo puede ser programado en algún software tanto de pago (Matlab) como de acceso libre (Octave, Scilab) aunque también es muy común ver la utilización de algún software que ya tienen incorporado algún modelo de DA, normalmente en el marco de la representación integral de una planta de tratamiento. En este último caso, se puede nombrar AQUASIM, Biowin o GPX-S, entre otros.

¿Cómo determino el desempeño de un modelo en DA?

Para establecer el desempeño de un modelo se necesita una base comparativa, la cual, en la gran mayoría de los casos, son datos reales de una planta de digestión anaerobia. Los datos normalmente usados son los de caudal y composición de biogás (Figura 3), aunque también se usan datos de medición del digestato, como el contenido de AGVs, pH, DQO, etc.

La comparación se realiza al evaluar cuán alejados (o cerca) se encuentran los valores predichos por el modelo con los datos reales. Lo primero, es hacer una inspección visual de esta desviación y luego se recomienda establecer algún valor estadístico más concreto que permita ser objetiva esta evaluación. Estos estadísticos suelen ser coeficientes de determinación, suma de error cuadrático, entre otros. En la Figura 3, las bandas de predicción mostradas ($\pm 20\%$ del valor simulado) permiten determinar un grado de éxito de predicción del modelo, y precisa el porcentaje de valores reales que caen dentro del área generada por esa banda. Así en la Figura 3 tenemos un 55,4% de éxito del modelo para el caudal de biogás y un 100% de éxito para su composición.

Referencias

- Angelidaki, I., Ellegaard, L. & Ahring, B. K. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and bioengineering*, 42(2), 159–166. <https://doi.org/10.1002/bit.260420203>
- Batstone, D. J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T., Siegrist, H. & Vavilin, V. A. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water science and technology: a journal of the International Association*

- on *Water Pollution Research*, 45(10), 65–73. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0292>
- Bernard, O., Hadj-Sadok, Z., Dochain, D., Genovesi, A., & Steyer, J. P. (2001). Dynamical model development and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process. *Biotechnology and bioengineering*, 75(4), 424–438. <https://doi.org/10.1002/bit.10036>
- Costello, D.J., Greenfield, P. F. & Lee, P. L. (1991). Dynamic modelling of a single-stage high-rate anaerobic reactor-I. Model derivation. *Water Research*, 25(7), 847–858. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90166-N](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90166-N)
- Dalmau, J., Comas, J., Rodríguez-Roda, I., Pagilla, K. & Steyer, J. P. (2010). Model development and simulation for predicting risk of foaming in anaerobic digestion systems. *Bioresource Technology*, 101(12), 4306–4314. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.056>
- Fedorovich, V., Lens, P., & Kalyuzhnyi, S. (2003). Extension of Anaerobic Digestion Model No. 1 with processes of sulfate reduction. *Applied biochemistry and biotechnology*, 109(1-3), 33–45. <https://doi.org/10.1385/abab:109:1-3:33>
- Fezzani, B., Cheikh, R. B. (2009). Extension of the anaerobic digestion model No. 1 (ADM1) to include phenolic compounds biodegradation processes for the simulation of anaerobic co-digestion of olive mill wastes at thermophilic temperature. *Journal of Hazardous Materials*, 162, 1563–1570. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.127>
- Hill, D.T. (1982). A comprehensive dynamic model for animal waste methanogenesis. *ASAE - American Society of Agricultural and Biological Engineers*. 25(5), 1374–1380. <https://doi.org/10.13031/2013.33730>
- Hill, D.T. & Barth, C.L. (1977). A dynamic model for simulation of animal waste digestion. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 49(10), 2129–2143.
- Hinken, L., Huber, M., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.H., 2014. Modified ADM1 for modelling an UASB reactor laboratory plant treating starch wastewater and synthetic substrate load tests. *Water Res.* 64, 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.044>
- Kalyuzhnyi, S., Fedorovich, V., Lens, P., Hulshoff Pol, L. & Lettinga, G. (1998). Mathematical modelling as a tool to study population dynamics between sulfate reducing and methanogenic bacteria. *Biodegradation*, 9(3-4), 187–199. <https://doi.org/10.1023/a:1008339018423>
- Ruzicka, M. (1996). The effect of hydrogen on acidogenic glucose cleavage. *Water Research*. 30(10), 2447–2451. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00112-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00112-1)
- Sbarciog, M., Loccufier, M. & Noldus, E. (2010). Determination of appropriate operating strategies for anaerobic digestion systems. *Biochemical Engineering Journal*. 51(3), 180–188. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2010.06.016>
- Siegrist, H., Renggli, D. & Gujer, W. (1993). Mathematical modelling of anaerobic mesophilic sewage Sludge Treatment. *Water Science & Technology*, 27(2), 25–36. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0070>

Caracterización de componentes adsorbidos en carbón activo y sílica gel de filtros de biogás en fincas agropecuarias

Artículo largo



Jean Carlo Guerrero-Piña^{1,2*}; Claudia C. Villarreal^{1,2,3}

¹Escuela de Ciencia e Ingeniería de los Materiales, Tecnológico de Costa Rica; ²Asociación Costarricense de Biogás; ³Fundación Technoinnovation, San José

*21.jeancarlo@gmail.com

Resumen

Se utilizan análisis termogravimétricos (TGA/DTG) y espectroscopías de dispersión de energía (EDS), infrarroja (FTIR) y Raman para analizar la absorción de contaminantes del biogás en filtros de carbón activo (CA) y sílica gel (SG) usados en biodigestores en fincas agropecuarias del Caribe Norte de Costa Rica. Se detectaron, en orden decreciente, O, Si, C, S en SG y C, O, S, Si en CA. Se descarta la descomposición del H₂S sobre el CA, al no encontrar S₈, SO₂ y SO₃, lo que permite su recuperación térmica. Se descarta la presencia de siloxanos en SG, y se señala que es un problema aislado en esta red, causado por una inadecuada operación. El CA adsorbe selectivamente H₂S sobre CO₂, y muestra una relación molar H₂S:CO₂ 1:3 CA en la superficie, comparado a 1:24 en SG. La liberación de H₂S en el TGA/DTG corrobora la capacidad de recuperación parcial del CA a temperaturas menores a 450 °C.

Palabras clave:

Biogás; Filtro; Carbón Activado; Sílica Gel; Contaminantes.

Characterization of components adsorbed on activated carbon and silica gel of biogas filters installed in agricultural farms

Abstract

The adsorption of biogas contaminants on activated carbon (AC) and silica gel (SG) from biogas filters installed in agricultural farms of Costa Rican Northern Caribbean region was analyzed with thermogravimetry (TGA/DTG), Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy, Fourier-Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) and Raman shift spectroscopy. The substrate surface elemental analysis revealed the presence of the following elements in decreasing concentration: C, O, S, Si in AC and O, Si, C, S in SG. The absence of S₈, SO₂ or SO₃ detection in the analysis indicates the absence of H₂S decomposition, which enables the thermal recovery of the material. The presence of siloxanes in the system is discarded in SG, indicating that it is rather an isolated problem in the biogas systems network, caused by inadequate operation. AC is found to selectively adsorb H₂S over CO₂, with a surface molar ratio of H₂S:CO₂ 1:3, compared to 1:24 in SG. The release of H₂S in TGA/DTG confirms the capacity of partial recovery of AC at temperatures below 450 °C.

Keywords:

Biogas; Filter; Activated Carbon; Silica Gel; Contaminants.

Forma de citar: Guerrero Piña, J. C. & Villarreal C. C. (2020). Caracterización de componentes adsorbidos en carbón activo y sílica gel de filtros de biogás en fincas agropecuarias. *RedBioLAC*, 4, 102-106.

Introducción

El desarrollo de tecnologías para el aprovechamiento del biogás en nuevos escenarios contribuye a la circularización y descontaminación de la economía. La digestión anaeróbica forma un gas con un máximo de 65%v CH₄, 50%v CO₂, 10%v N₂, 5%v O₂, 3%v H₂ y trazas de H₂S (máx 100 ppm), NH₃ (máx 5 ppm), moléculas orgánicas volátiles, agua y siloxanos. (Mojica, 2018) El H₂S, agua y siloxanos son indeseados en el biogás, aún a nivel de trazas generan corrosión y deterioro de los sistemas, siendo el H₂S además altamente tóxico.

En el biogás, el H₂S se origina durante la descomposición anaeróbica de aminoácidos presentes en la biomasa, el cual se oxida en presencia de agua para formar H₂SO₄, y durante la combustión genera SO₂, el cual corroe aceleradamente estructuras metálicas. Este gas es tóxico aún en bajas concentraciones, y en caso de fugas se puede acumular en sitios confinados, lo que representa un riesgo para la salud. (Mojica *et al.*, 2018).

Los siloxanos son compuestos organometálicos (Si, O, C, H), cíclicos y lineales, conformados por cadenas poliméricas polares Si-O, con grupos -CH₃ menos polares asociados a los enlaces del silicio restantes. Los siloxanos no forman parte

de la materia orgánica naturalmente, sino que se originan por la descomposición de siliconas, las cuales se encuentran en variedad de productos de cuidado personal y algunos productos alimenticios (aditivo E-900). Los siloxanos se transportan en el biogás y durante la combustión forman dióxido de silicio (SiO₂) microcristalino en turbinas, motores o sistemas de combustión. Los depósitos de SiO₂ obstruyen sistemas estacionarios y generan abrasión en sistemas dinámicos. (Liu *et al.*, 2019).

El Programa Biogás para Todos brinda educación, infraestructura y seguimiento técnico para la implementación de sistemas de biodigestión anaeróbica (SBA) a familias con fincas agropecuarias en las comunidades limonenses de Zota, Lomas y Los Diamantes, en Pococí, Limón, Costa Rica. La mayoría de los quemadores de biogás se han deteriorado aceleradamente (3 años) por corrosión y obstrucción. En la Figura 1 se muestra el quemador (1.a) y su estado interno (1.b), donde se observó una obstrucción total del ducto. Se realizó un análisis de SEM y EDS al sólido, y se identificó la presencia de Fe, Co, Si, S, O y C en él. Con SEM se observaron distintas estructuras, desde formaciones porosas y amorfas a 100X hasta crecimientos microcristalinos en regiones del sólido, en donde a 7000X se observan partículas granulares acumuladas similares a la arena, esto se puede ver en la Figura 1 (c y d).

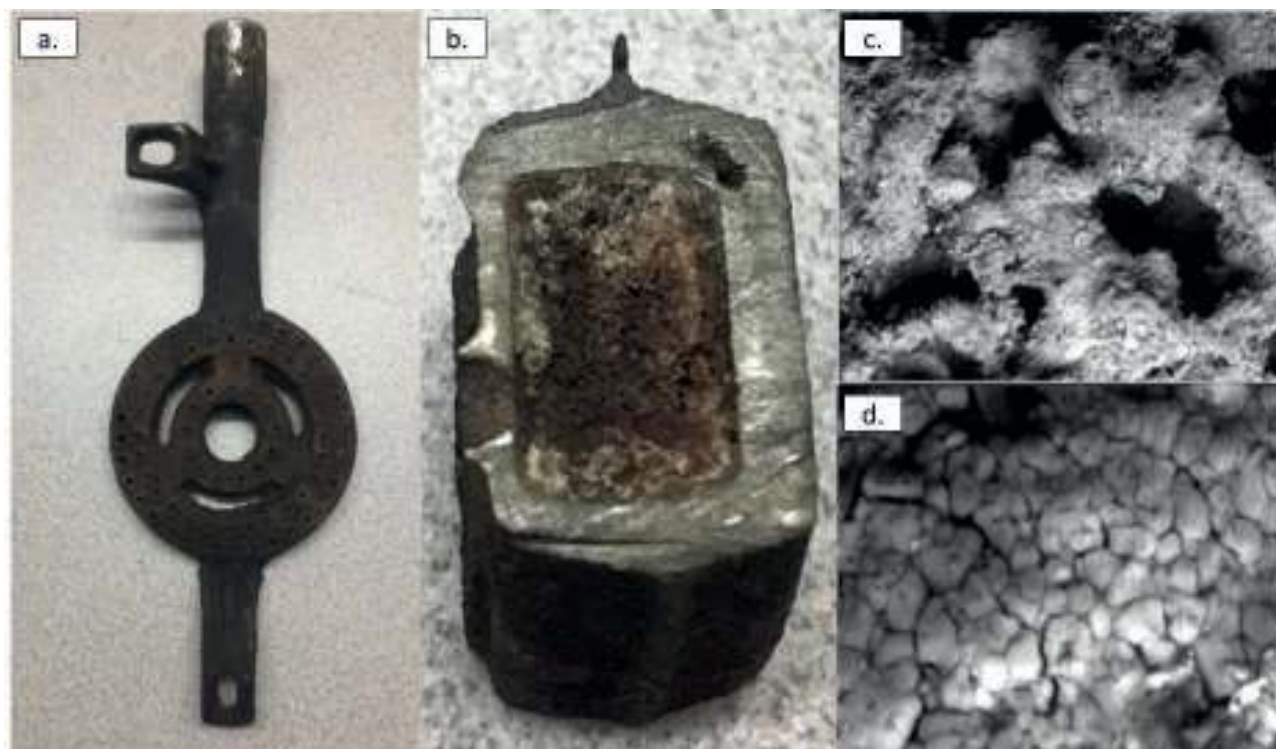


Figura 1 | a. Quemador de biogás usado, b. sección transversal del quemador, micrografías de regiones del sólido depositado microscopía electrónica de barrido a: c. 100X y d. 7000 X.

Con los resultados de EDS y SEM, sumado a la apariencia que posee el material, se concluyó que el sólido formado es una combinación de corrosión con SiO₂ microcristalino. Para solucionar esta problemática se instalaron filtros de SG y CA para remover los contaminantes. En este estudio se utilizan técnicas espectroscópicas de superficie (EDS, Raman y FTIR) y termogravimétricas (TGA/DTA) para evaluar el cambio químico y la liberación térmica de compuestos adsorbidos en la SG y el CA, para conocer el comportamiento del material durante su uso y avanzar en el desarrollo de estos dispositivos para las comunidades.

Materiales y Métodos

Se obtuvieron muestras de SG y CA de dos filtros instalados durante 8 meses en un SBA en uso. Se realizó análisis EDS al CA y a la SG, se utilizó el equipo de EDS acoplado a

un microscopio electrónico de barrido (SEM) Hitachi TM-1000. Se hizo un análisis FTIR en busca de siloxanos en la SG, se pulverizó el material para su análisis. El análisis Raman se aplicó al CA nuevo y usado, para identificar la presencia de especies secundarias sulfuradas, se utilizó un láser de 532 nm en el rango de 30 a 31 500 cm⁻¹. El comportamiento termogravimétrico de ambos materiales, nuevos y usados, se analizó con un equipo TGA-DTA, TA Instruments TGA Q500, con atmósfera inerte.

Resultados y Discusión

El EDS de la SG usada y sin usar se muestran en la Figura 2.a, se detecta Si y O en la SG nueva, en una razón 1:2 (32,5% y 67,5%), y O, Si, C, S y Al en la usada. El Al procede del portamuestras y los otros elementos son potenciales indicadores de CO₂, CH₄, H₂S y siloxanos.

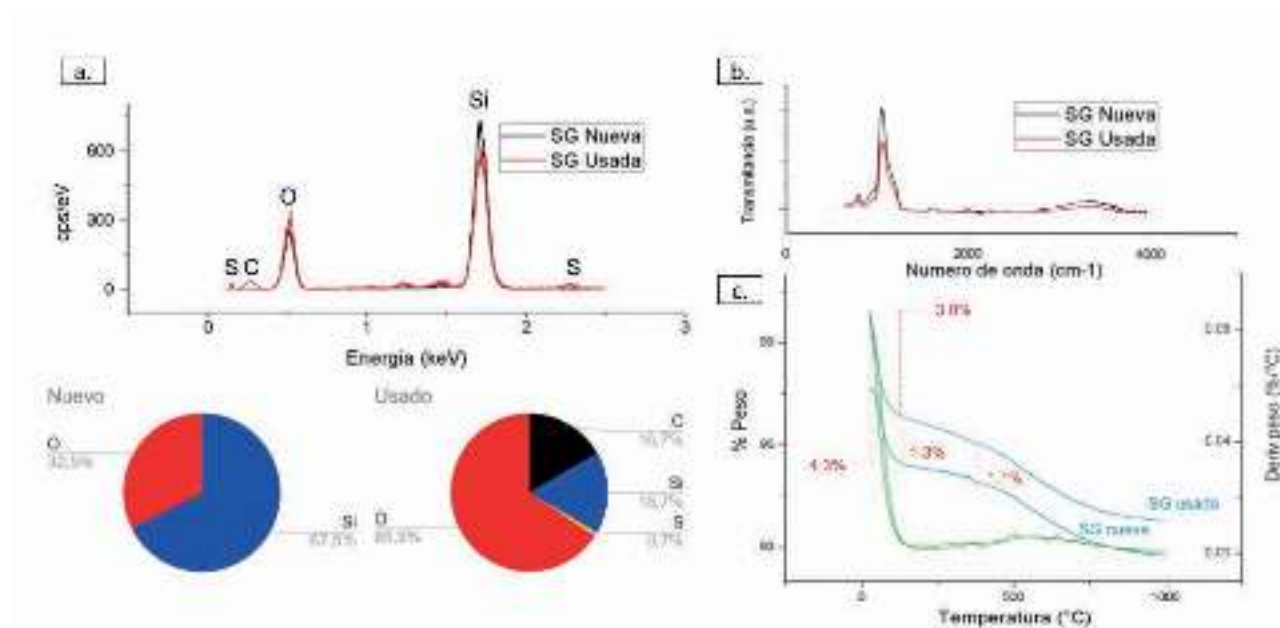


Figura 2 | Análisis realizados a la SG nueva y usada: a. EDS, b. TGA/DTG y c. FTIR.

El FTIR de la SG (Figura 2.b) busca identificar siloxanos en el material usado, de existir se observarían bandas intensas entre 1030 y 1000 cm⁻¹ y cercanas a 800 cm⁻¹ (Lui *et al.*, 2019). No se observan diferencias en las muestras, siendo espectros típicos de SG. Esto reafirma que el porcentaje de Si en EDS corresponde solo a material filtrante y no a compuestos del gas.

Se encontraron razones elementales O:Si 4:1, O:C 4:1 y Si:C 1:1. Al saber la composición de la SG nueva se descartó la existencia de siloxanos, los contenidos coinciden con CO₂ y H₂S adsorbido. Con esto se estima una presencia de 48% SiO₂, 48% CO₂ y 2% H₂S; al excluir el porcentaje de SiO₂, el porcentaje adsorbido es 96% CO₂ y 4% H₂S. Estos

resultados coinciden con la expectativa teórica, que indica, que en la superficie hay una amplia cantidad de CO₂, polar y afin a la superficie; y en menor cantidad H₂S, con menor adsorción al ser no polar.

La Figura 2.c muestra los TGA/DTA de SG nueva y usada. El cambio cercano a 80 °C se debe al agua liberada, un 2,95% del peso en la SG usada y un 4,25% en la nueva. La diferencia (1,30%) proviene de compuestos adsorbidos. La SG usada mantiene un porcentaje de masa mayor que la SG usada, teniendo una diferencia de 1,3% a 100 °C y 1,1% a 400 °C, sin anomalías entre los DTA en este rango, disminuyendo simultáneamente.

La Figura 3 muestra los resultados de EDS para CA nuevo y usado. En el material nuevo se detectó 99,1% C. En el CA usado se identifica 62,6% C, 29,7% O, 6,1% S, 1,2% Si y 0,4% Al. La presencia elemental de O y S evidencia la absorción de H₂S y CO₂. El Si detectado se atribuye a

la presencia de partículas de SG del filtro y se descarta que sean siloxanos según los resultados FTIR. En el C identificado, además de CA, se encuentra un porcentaje desconocido de CH₄ adsorbido, sin ser posible identificar su porcentaje.

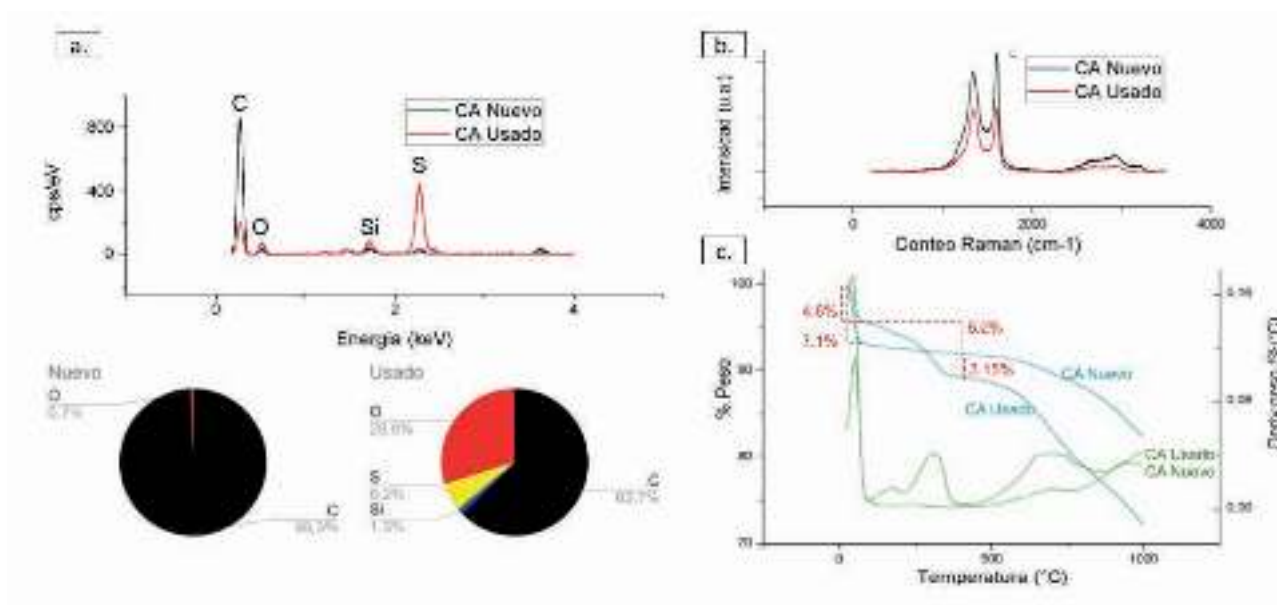


Figura 3 | Análisis realizados al CA nuevo y usado: a. EDS, b. TGA/DTG y c. Raman.

Con la información obtenida se estableció una relación parcial de compuestos adsorbidos, ya que se desconoce la cantidad de CH₄ adsorbido por la superficie. Al desestimar la cantidad de O₂ adsorbido por los microporos, se obtiene un 1,2% de SiO₂, 14,2% de CO₂ y 6,1% de H₂S. Teniendo esto en cuenta, la relación H₂S:CO₂ es de 1:24 en la SG y 1:3 para el CA. En el biogás se tiene una razón máxima H₂S:CO₂ de 1:1500, con una presencia mínima de H₂S de 100 ppm y una concentración máxima de CO₂ del 40%. Las razones anteriores muestran una alta efectividad de remoción de H₂S frente a CO₂.

Al haber retención de H₂S en la superficie se confirmará si se generan reacciones secundarias producto de la oxidación del H₂S en S₈ y SO₂, pues esto limitaría el proceso de recuperación del CA. La formación de estos productos se notaría al aparecer bandas entre 30 y 500 cm⁻¹ en raman, por la formación de S₈ (Piergrossi *et al.*, 2018). En el espectro Raman (Figura 3.b) no se observan nuevas bandas en el CA usado, por lo que se descarta la formación de S₈ y SO₂ a partir de H₂S.

En la Figura 3.c se observa el análisis TGA/DTA. Ambos materiales tienen una desorción de agua y compuestos volátiles levemente adsorbidos antes de los 100 °C, con una diferencia de 2,51% del CA usado sobre el nuevo (Elyased, 2009). Dicha diferencia se atribuye a los contaminantes del biogás adsorbidos. Entre 100 y 400 °C se observan dos

variaciones notables en el DTA del CA usado, junto con una disminución de 6,21% en su peso, mientras que el CA nuevo permanece invariante en este rango. El cambio es atribuido a la regeneración térmica del CA, pues la temperatura reportada para este proceso es 400 °C (Piergrossi *et al.*, 2018).

Conclusiones

Se confirma la adsorción de H₂S en la superficie de la SG y el CA usados como filtro, lo que comprueba la efectividad de remoción de este contaminante en el biogás. Ambos materiales tienen un desempeño positivo al remover H₂S frente a la remoción de CO₂, principal competidor del H₂S en su adsorción en la superficie; obteniéndose en el volumen de interacción del EDS razones H₂S:CO₂ de 1:24 para la SG y de 1:3 para el CA, frente a una proporción máxima de 1:1500 en el biogás, por lo tanto el CA posee una capacidad considerable para eliminar H₂S. Las pruebas de FTIR descartan la presencia de siloxanos en las muestras de SG, con esto se descarta la presencia generalizada de siloxanos en los biodigestores de la red. Las pruebas de Raman descartan la formación de productos secundarios producto de la oxidación del H₂S adsorbido, lo cual resulta conveniente para el proceso de recuperación del material por medio de calor. Los análisis TGA/DTA muestran la capacidad de regeneración parcial del CA usado como

filtro, teniéndose una reducción del peso de 6,21% en entre 100 y 400 °C, rango en el que se liberan los contaminantes adsorbidos. Asimismo, el cambio en el porcentaje de peso para la SG es de 1,3% entre 100 y 400 °C, el cual presenta una desorción principalmente de agua, desorbiéndose un 2,9% del peso en el rango de 25 a 100 °C. Para mejorar la adsorción de H₂S se puede impregnar el CA con una sal para generar retención química, así como volver catalítica su superficie, al eliminar grupos funcionales básicos, con un tratamiento térmico a máximo 800 °C en atmósfera inerte. Esta modificación impide la recuperación térmica.

Agradecimientos

Al director del LANOTEC, Dr. Jose Vega, por las recomendaciones, seguimiento, y permitir realizar los análisis en el laboratorio. Al investigador Dr. Diego Batista del LANOTEC, por la toma de pruebas. Al Dr. Ricardo Starbird por su colaboración en el análisis FTIR. Al personal del Laboratorio Institucional de Microscopía - LIM y del LEMIC - TEC, por las recomendaciones y atención. A los ingenieros Yanci Garro y Fabián López, por el trabajo previo.

Referencias

- Elyased, Y., Seredych, M., Dallas, A. & Bandoz, T. (2009) Desulfurization of air at high and low H₂S concentrations. *Chemical Engineering Journal*. 155, 594-602. <https://doi.org/10.1081/CR-200032697>
- Mojica, E. E., Ardaniel, A., Leguid, J. G. & Loyola, A.T. (2018). Development of a Low-Cost Biogas Filtration System to Achieve Higher-Power Efficient AC Generator. *AIP Conference Proceedings*, 1930, 1, 020042. <https://doi.org/10.1063/1.5022936>
- Liu, Y., Meng, Z., Wang, J., Dong, Y., Ma, C., (2019). Removal of siloxanes from biogas using acetylated silica gel as adsorbent. *Petroleum Science*, 16, 920–928. <https://doi.org/10.1007/s12182-019-0336-4>
- Orhorhoro, J., Osunde, P., Egunilo, P. (2017). Preliminary Evaluation of a Biogas Purification Filter Suitable for use in Nigeria. *Journal of Scientific and Engineering Research*, 4(10), 125-134.
- Piergrossi, V., Fasolato, C., Capitani, F., Monteleone, G., Postorino, P. & Gislón, P. (2018). Application of Raman spectroscopy in chemical investigation of impregnated activated carbon spent in hydrogen sulfide removal process. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16, 1227–1238. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1756-1>
- Tuset, S. (2018). Siloxanes in biogas: Origin, effect and treatment. *Condorchem Envitech*. <https://blog-en.condorchem.com/siloxanes-biogas-treatment/#.X6BbVFMzYbk>
- Skerman, A. G., Heubeck, S., Batstone, D.J. & Tait, S. (2017). Low-cost filter media for removal of hydrogen sulphide from piggery biogas. *Process Safety and Environment Protection*, 105, 117–126. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.11.001>

Estudio integral de un biodigestor desde el punto de vista microbiológico y uso del biol como bioabono en Los Llanos Orientales de Colombia

Artículo largo



Christian José Rojas-Reina*; Yésica Natalia Mosquera-Beltrán; Laurenth Julieth Acosta-Dueñas; María Fernanda Carrillo-Malpica; Magda Alejandra Parra-Ortiz; Lina Alejandra Lara-Murcia

Universidad Santo Tomás, Facultad de Ingeniería Ambiental, Grupo de Investigación GAUV.

*christian.rojas@usantotomas.edu.co

Resumen

El sistema de digestión que se analizó se encuentra ubicado en la Reserva Natural “La Cosmopolitana” en el departamento de Meta, en los Llanos orientales de Colombia. Esta región se caracteriza por tener temperaturas entre 25-35 °C, ideal para biodigestores rurales, así como, por la gran disponibilidad de desechos ganaderos y agrícolas. A pesar de la expansión de la tecnología en la última década, existe inquietud con el uso del efluente líquido o biol, al presumirse que este subproducto es fuente de contaminantes, lo que afecta su uso como abono de actividades agrícolas. Se realizó el recuento de *Salmonella spp.*, *Escherichia spp.* y *Shigella spp.*, y la identificación de coliformes totales del producto líquido entrante y saliente del biodigestor durante 3 meses. Al mismo tiempo, se evaluó el uso del líquido saliente (biol) como acondicionador de suelos (Bioabono) y se comparó con la Norma NTC 5167 para ensayos de fertilizantes orgánicos.

Palabras clave:

Biodigestor;
Proceso Anaerobio;
Microbiología;
Normativa.

Comprehensive study of a biodigester considering microbiological aspects and use of effluent as bio-fertilizer in the eastern plains of Colombia

Abstract

The analyzed digestion system is located in “La Cosmopolitana” Nature Reserve in the department of Meta, in the eastern plains of Colombia. This region is characterized by having temperatures between 25-35 °C, ideal for rural biodigesters, as well as great availability of livestock and agricultural wastes. Despite the expansion of this technology in the last decade, there is the concern with the use of the effluent liquid or biol, as it is presumed that it is a source of pollutants, and that affects its use as fertilizer for agricultural activities. *Salmonella spp.*, *Escherichia spp.*, and *Shigella spp.* were counted, as well as the identification of total coliforms entering and leaving the biodigester for 3 months. At the same time, the use of the outgoing liquid (biol) as a soil conditioner (Bio-fertilizer) was evaluated and compared with the NTC 5167 Standard for organic fertilizer tests.

Keywords:

Biodigester; Anaerobic
Process; Microbiology;
Normative.

Forma de citar: Rojas Reina, C. J., Mosquera Beltrán, Y. N., Acosta Dueñas, L. J., Carrillo Malpica, M. F., Parra Ortiz, M. A. & 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.

Introducción

Los Llanos Orientales de Colombia se caracterizan por ser una de las principales zonas agropecuarias del país, donde se destacan los cultivos de arroz, plátano, piña, entre otros muchos, así como, una gran producción porcina y bovina. Por consiguiente, la generación de residuos provenientes de estas actividades, así como las condiciones ambientales, con una temperatura promedio de 25 a 35 °C, la hacen idónea para el uso de biodigestores rurales. Poco a poco, ha ganado terreno esta tecnología dentro de los productores agropecuarios, sin embargo, todavía enfrenta dificultades por la falta de estudios en la región y de una normativa legal adecuada a la naturaleza del uso de un biodigestor rural.

En el departamento de Meta, una de las principales actividades productivas es la crianza de cerdos para consumo humano (McGlone, 2014). Las excretas provenientes de la actividad contienen nutrientes como nitrógeno, potasio y fósforo, que los cultivos pueden asimilar para su crecimiento y desarrollo, sin embargo, a las excretas porcinas se les atribuye un papel protagónico en la transmisión de agentes patógenos diversos (virus, bacterias, mohos, levaduras y parásitos), por lo cual, se limita considerablemente su uso en procesos agropecuarios y agroindustriales (Betancur *et al.*, 2016). Por ello, para poder utilizarlas como fertilizantes, es necesario darles un tratamiento que elimine los agentes infecciosos, siendo uno de estos tratamientos el proceso de digestión anaerobia (Fregoso, 2001; García, 2015).

El proceso que se realiza en un biodigestor alimentado con excretas porcinas genera dos productos importantes, el biogás y el efluente líquido (biol). En el presente trabajo se estudió el segundo, proveniente de un sistema instalado en la reserva natural “La Cosmopolitana”, ubicada en el municipio de Restrepo, departamento de Meta, Colombia (Rodríguez García, 2015). En esta locación se aprovecha el biol exclusivamente en los cultivos maderables, debido a su procedencia. Sin embargo, mediante la caracterización química, física y microbiológica del mismo, y la comparación necesaria con la Norma Técnica Colombiana 5167, se evaluó su calidad para aplicación en otro tipo de cultivos.

En Colombia, la normatividad con respecto al uso adecuado que se debe dar a los residuos líquidos productos de la biodigestión es escasa; actualmente, para su disposición final, se solicita por parte de las autoridades competentes, un permiso de vertimiento o verti-riego, es decir, se le atribuye el carácter de agua residual (Norma Colombiana de Vertimientos, Resolución 631 de 2015), sin considerar que poseen características que le requieren un tratamiento diferente desde el punto de vista legal, para su disposición.

Metodología

El reactor en estudio es del tipo tubular, con un radio de 0,5 m y largo de 9 m para un TRH= 25 d, y un $V \approx 7 \text{ m}^3$. Este biodigestor es alimentado con excretas porcinas. El sistema presenta un tanque de alimentación y otro de salida donde se recogieron las muestras. La metodología para el análisis consistió en:

Fase 1: Análisis fisicoquímico y microbiológico del efluente del biodigestor, por un periodo de 3 meses, con toma de muestras cada 3 semanas, tanto en la entrada como en la salida del sistema.

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos, se evaluó la Demanda Química de Oxígeno (DQO), nitratos (NO_3), fosfatos (PO_4), sulfatos (SO_4), nitrógeno amoniacal (NTK), sólidos totales, sólidos volátiles y Potencial de Hidrógeno (pH). Para la parte microbiológica se realizaron pruebas de recuento de bacterias (*Salmonella spp*, *Escherichia spp* y *Shigella spp*), y presencia o ausencia de gas para determinar los coliformes totales.

Fase 2: Análisis del efluente del biodigestor como acondicionador de suelos (bioabono), usando bioensayos. Para ello se analizaron las condiciones del suelo al inicio y final de los bioensayos (CORPOICA, 2014). Se realizaron 16 bioensayos usando como testigo *Brachiaria bizantha*, un pasto de rápido crecimiento en esta región, al cual le fueron aplicadas diferentes mezclas de biol con otro biofertilizante (compost producido en la reserva), para evaluar el crecimiento del testigo por un periodo de 3 meses en un sistema de transectos. Se parceló un área de 6 x 2 m, en la que se establecieron los 16 bioensayos por triplicados, uno por cada factor a analizar: (i) sin biol, (ii) mezcla de biol / compost y (iii) sólo compost. Los ensayos se realizaron en la época de lluvia, que, en Los Llanos Orientales Colombianos se caracteriza por tener precipitaciones diarias entre marzo y agosto, por lo que no es necesario realizar riego.

Resultados y discusión

Los análisis fisicoquímicos realizados al biodigestor pueden observarse en la Tabla 1. Hay que destacar que como es común en los biodigestores rurales, la alimentación se mantuvo variable en función del número de cerdos presentes en el corral (1 a 9 cerdos jóvenes raza Pietrain de aprox. 100 kg de peso, (Tabla 1)), que son los que suministran las excretas, las cuales son alimentadas en una proporción excretas/aguas de 1:10, teniendo en cuenta la relación de la literatura donde se producen 4 kg de estiércol diario por cada 100 kg de peso vivo (Martí Herrero, 2019). A pesar de eso, los valores obtenidos de pH oscilaron entre 5,56 y 7,44; lo cual está dentro del rango de estabilidad para un biodigestor. El promedio de pH en el tanque de entrada fue de 6,52 y en la salida de 7,26.

Uno de los indicadores más importantes dentro de la operación de un biodigestor es el porcentaje de remoción de DQO, que indica la eficiencia en la transformación de la materia orgánica durante el proceso anaerobio hasta convertirse en biogás (Shirakawa, 2016). El porcentaje de disminución de la DQO para todos los muestreos fue superior al 90%, lo que indica la efectividad del proceso. Cabe resaltar que los valores de salida oscilan dependiendo de la carga de alimentación (número de cerdos), sin sobrepasar en ninguno de los casos, el límite de vertimientos en Colombia (800 mg/L de DQO). Sin embargo, con un

mayor número de cerdos se excedería, presumiblemente, el límite de la normativa, ya que las concentraciones de entrada de materia orgánica, en función de la DQO, pueden llegar a las decenas de miles de mg/L. Al observar la cuantificación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV), estos se encuentran en valores bajos ($\approx 1\ 000$ mg/L; 0,1 %p de ST), considerando que un biodigestor puede tratar concentraciones de hasta 30 000 mg/L de ST (3 %p de ST) (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2011), lo cual indica, en este caso, una subutilización del biodigestor.

Tabla 1 | Resultados del análisis fisicoquímico para el periodo de muestreo.

Muestreo	cerdos	NTK (mg/L NH ₄)		Nitratos (mg/L NO ₃)		Sulfatos (mg/L SO ₄)		Fosfatos (mg/L PO ₄)		ST (mg/L)		SV (mg/L)		DQO (mg/L O ₂)	
		E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S
1	1 a 2	273	153	429	68	954	21	131	31	5120	1700	1460	340	8669	389
2	3 a 5	317	175	2234	438	1852	512	52	21	3600	1180	2160	600	9057	713
2	7 a 9	1167	800	5117	483	5889	210	380	26	3280	1580	2220	560	18374	462
4	3 a 5	1050	17	1655	447	1626	455	51	26	3360	1620	3120	640	4812	373

E: Entrada al biodigestor; S: Salida del biodigestor; NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl; ST: Sólidos Totales; SV: Sólidos volátiles; DQO: Demanda Química de Oxígeno.

El mismo comportamiento presentan los nutrientes analizados (NTK, NO₃, SO₄ y PO₄), con concentraciones en un rango bajo, lo que indica que la cantidad de cerdos presentes era baja y el sistema podía soportar más alimentación de excretas (Rincón *et al.*, 2016). Su remoción fue similar al de la materia orgánica, con oscilación entre el 50 al 90%, dependiendo de la concentración entrante. Al comparar estos valores con la Norma Colombiana de Vertimientos, Resolución 631 de 2015, del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2015), no existe límite para nitratos y fosfatos y, para los sulfatos está por debajo del valor permisible (límite 500 mg/L).

Las excretas porcinas se caracterizan por su alto contenido de nitrógeno orgánico, siendo importante su disminución para su posterior uso como abono del suelo y evitar un envenenamiento de este (Cepero *et al.*, 2012). Por acción de las bacterias aeróbicas del suelo, el nitrógeno orgánico es transformado a nitrógeno amoniacal y este, a nitritos (NO₂), y nitratos (NO₃). Al usar un biodigestor, este proceso se acelera, por lo que el efluente tiene una menor proporción de nitrógeno orgánico, así se dispone de mayor cantidad NO₃, el cual es la forma nitrogenada más apropiada para la asimilación del nutriente en las plantas.

En cuanto al análisis microbiológico realizado al biodigestor, en la Figura 1 se muestran los resultados para

las Unidades Formadoras de Colonia (UFC) de las bacterias *Shigella spp*, *Escherichia spp* y *Salmonella spp*. Se puede observar que ocurrió una disminución apreciable de las UFC, siendo mayor, en general, al aumentar el número de cerdos. A pesar de que un aumento de la cantidades de excretas entrando al biodigestor, presumiblemente aumenta la carga microbiana, de la misma forma lo hace la carga orgánica, lo que afecta los procesos biológicos que se llevan a cabo dentro del proceso anaerobio, destacándose la etapa de acidificación, donde se producen ácidos orgánicos que inhiben el crecimiento bacteriano (Satpathy *et al.*, 2015), es decir, a mayor carga orgánica, mayor serán los ácidos producidos, posteriormente, estos ácidos son transformados a ácido acético que, finalmente, produce biogás; pero en el proceso ocurre un efecto de eliminación de los patógenos presentes en el biodigestor. De esa forma, se disminuyeron las concentraciones de estos agentes, de un orden de 10⁸ a uno de 10³ UFC/ml para *Escherichia spp*, y, de 10⁵ a 10³ para *Salmonella spp* y *Shigella spp*. Sin embargo, la Norma Técnica Colombiana - NTC5167(ICONTEC, 2011), estipula que la *Salmonella spp* no debe estar presente y una UFC no mayor a 1000 UFC/ml para el resto de patógenos, para poder ser usado como bioabono, condición que se cumplió parcialmente. De la misma forma, hay presencia de Coliformes Totales de acuerdo con la técnica del Número más probable (NMP). La ausencia de Coliformes solo se puede asegurar a través de un tratamiento térmico del

efluente como ocurre a escala industrial (Nielsen *et al.*, 2008), pero para digestores rurales, por sus dimensiones y uso, resulta inviable económicamente.

Respecto al uso del efluente del biodigestor como acondicionador de suelos, en la Tabla 2 se observan los

resultados obtenidos para el crecimiento de la *Brachiaria bizantha*, usada como especie testigo. Se realizó una sola adición de abonos al inicio de la siembra de acuerdo con las proporciones de la primera columna.

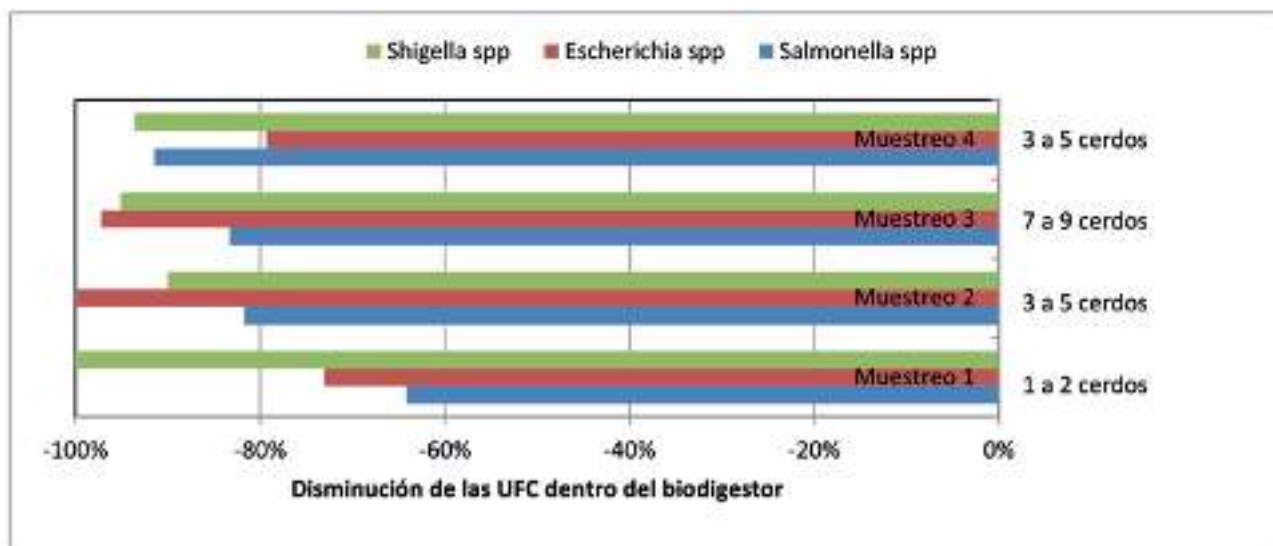


Figura 1 | Evaluación de la presencia de especies patógenas analizadas dentro del biodigestor para el periodo en estudio en la reserva natural La Cosmopolitana. Fuente: propia.

Tabla 2 | Resultados de los bioensayos *Brachiaria bizantha* al final del periodo de 3 meses.

Bioensayo	Proporción (Biol/Abono, ml/gr)	Largo de Tallo (cm)	Promedio y desviación estándar (Largo)	Diámetro de Tallo (cm)	Promedio y desviación estándar (Diámetro)	Masa de la planta (g)	Promedio y desviación estándar (Masa)
1	300/0	44,83		1,53		1 050	
2	150/0	51,5	61,5±2,0	1,73	2,0±0,2	1 443	1 245±197
3	60/0	50,03		1,6		1 243	
4	0/750	71,53		2,4		1 867	
5	0/375	56,37	72,4±13,9	2,07	2,4±0,6	912	1 285±511
6	0/150	62,37		2,3		1 075	
7	300/750	67,23		2,53		1 272	
8	300/375	38,9	71,0±24,6	1,83	2,2±0,8	367	1 008±558
9	300/150	71,37		2,43		1 385	
10	150/750	70,47		2,33		1 557	
11	150/375	71,8	78,6±14,1	2,43	2,5±0,4	1 627	1 412±314
12	150/150	55,4		1,87		1 052	
13	60/750	28		1,13		435	
14	60/375	63,27	59,3±19,8	2,37	1,8±0,7	932	656±253
15	60/150	46,77		1,5		600	
16	0/0	69,1	69,1 ± 19,5	2,33	2,33 ± 0,6	950	950±375

■ Testigo, ■ Mayor crecimiento, ■ Segundo mejor crecimiento, ■ Tercer mejor crecimiento, ■ Cuarto mejor crecimiento, □ Peor crecimiento.

En cuanto la eficiencia del biol, se encontró que una mezcla de 30% biol y 70% fertilizante orgánico (compost), fue la que mejor incrementó el crecimiento foliar y másico de la *Brachiaria bizantha* (Figura 2), a diferencia de adiciones de 100% fertilizante orgánico. A pesar de que se presentan solo los datos de crecimiento al final del estudio, durante el mismo se realizaron tablas de frecuencia. Hay que

destacar que el análisis de suelos en los sitios donde se empleó el biol del biodigestor, indicó un aumento de la presencia de fosfatos de 12,0 ppm a 37,5 ppm. Igualmente, la conductividad del suelo aumentó de 0,12 ds/m hasta 0,35 ds/m, lo que indica el enriquecimiento del suelo con los nutrientes minerales aportados por el efluente del biodigestor.



Figura 2 | Aspecto del área de bioensayos con *Brachiaria bizantha* a los 1,5 meses de crecimiento (mitad del periodo de estudio) en la reserva natural La Cosmopolitana. Fuente: propia.

Conclusiones

El biodigestor estaba operando con baja carga de materia orgánica, que representa un bajo número de cerdos en el corral, en tanto, los sólidos del efluente estaban alejados del valor recomendado, por lo que se infiere que una mayor carga de excretas porcinas aumentará el valor nutricional del biol. Esto es producto de la presunción de que a mayor carga orgánica, mayor serán los contaminantes y patógenos producidos por el biodigestor, obviando que dentro del sistema se lleva a cabo un proceso que depende de la concentración de excretas para su buen desempeño, en la producción de biogás, en el enriquecimiento del biol y la eliminación de patógenos. Debido a esto se concluye que en las condiciones de este estudio:

Mayor carga orgánica incrementará la producción de biogás manteniendo los niveles de remoción por encima del 90%, cumpliendo la remoción de materia orgánica de acuerdo a la normativa de vertimiento para este tipo de residuos en Colombia, la cual debe ser <800 mg/L de acuerdo a la Resolución 631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2015).

El sistema de biodigestión contribuyó con una disminución considerable de patógenos desde el 65% al 100% en algunos casos, sin embargo, no cumplió la normativa vigente colombiana que exige la eliminación total de *Salmonella spp.*

En cuanto el uso del biol como acondicionador de suelos, se evidenció un aumento de la biomasa de las especies vegetales del 49,6% al usar una mezcla de biol con compost (1:2,5), superior al observado en la aplicación exclusiva de compost como abono (35,2%) y al desempeño sin ningún tipo de abono.

Referencias

- Betancur, O., Betancourt, A., Estrada, J. & Henao, F. (2016). Persistence of pathogens in liquid pig manure processed in manure tanks and biodigesters. *Revista MVZ Córdoba*, 21(1), 5237-5249.
- Cepero, L., Savran, V., Blanco, D., Díaz Piñón, M. R., Suárez, J. & Palacios, A. (2012). Producción de biogás y bioabonos a partir de efluentes de biodigestores. *Pastos y Forrajes*, 35(2), 219-226.

- Corporación Colombiana De Investigación Agropecuaria - CORPOICA. (2014). *Guía para la toma de muestra de suelos*, Bogotá, Colombia: CORPOICA.
- Fregoso, M. D. J. S., Cerrato, R. F., Barra, J. E., González, G. A., Santos, J. T., Gómez, L. B., & Pérez, G. P. (2001). Producción de biofertilizantes mediante biodigestión de excreta líquida de cerdo. *Terra Latinoamericana*, 19(4), 353-362.
- Instituto Colombiano De Normas Técnicas Y Certificación – ICONTEC. Norma Técnica Colombiana – NTC 5167. (2011). *Productos para la industria agrícola: Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas o acondicionadores de suelo*, Bogotá, Colombia: ICONTEC.
- Martí Herrero J. 2019. Biodigestores Tubulares: Guía de Diseño y Manual de Instalación. RedBioLAC. Ecuador.
- McGlone, J. J. (2013). The future of pork production in the world: towards sustainable, welfare-positive systems. *Animals*, 3(2), 401-415. <https://doi.org/10.3390/ani3020401>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - MADS. Resolución 631 de 2015. Bogotá Colombia, 17 de marzo de 2015.
- Nielsen, H. B. & Angelidaki, I. (2008). Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants: Process imbalances and limitations. *Water Science & Technology*, 58(7): 1521-1528. <https://doi.org/10.1385/ABAB:109:1-3:95>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura – FAO. (2011). *Manual de Biogás*, Santiago de Chile, Chile: Ministerio de Energía – PNUD.
- Rincón, M.A. & Rubio Jurado, A. X. (2016). *Diagnóstico y evaluación de tecnologías utilizadas para el tratamiento de porquinaza en las granjas porcícolas de Colombia por medio de selección de alternativas* (Tesis de Grado). Universidad de La Salle, Bogotá, Colombia.
- Rodríguez García, R. (2015). *La Cosmopolitana: Centro de Vida*. Bogotá, Colombia: Editorial Kimpres S.A.S.
- Satpathy, P., Steinigeweg, S., Cypionka, H. & Engelen, B. (2016). Different substrates and starter inocula govern microbial community structures in biogas reactors. *Environmental technology*, 37(11), 1441-1450. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1118559>
- Shirakawa, A.Y. & Yoshimi, A. (2016). *Evaluación del metodo de ensilado de excretas de cerdo en la generación de biogás y biol mediante biodigestores* (Tesis de Grado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

Potencial bioquímico de metano de las cáscaras de cacao en codigestión con estiércol bovino

Artículo largo



Leonardo Alonso-Gómez^{1,2*}; Paula Avila-Parrado³; María Patricia Rodríguez-Rojas^{2,3}; Teodoro Espinosa-Solares⁴; Guadalupe Hernández-Eugenio⁴

¹Instituto Politécnico Nacional, México; ²Grupo de investigación Ciencia tecnología e innovación agroindustrial, Colombia; ³Universidad de los Llanos; ⁴Universidad Autónoma Chapingo.

*phdleonardoalonso@gmail.com

Resumen

La cáscara de cacao (CC) tiene alto contenido de C, mientras que el estiércol bovino (EB) tiene alto contenido de N. Las altas concentraciones de amonio pueden inhibir la fase de metanogénesis. El propósito de este estudio fue determinar el potencial bioquímico de metano (PBM) de la cáscara de cacao (CC) en codigestión con EB. Se analizó el desempeño del PBM en condiciones mesofílicas en diferentes proporciones de los sustratos EB (50-70%) y CC (50-30%). El tratamiento con una proporción 50:50 de EB y CC tuvo el mayor PBM, con esta proporción se produjo 65 mg de CH₄ por cada gramo de sólidos volátiles alimentado y una fase de latencia (λ) de 0,53 días. En conclusión, la CC puede utilizarse como cosustrato para la codigestión anaerobia con EB.

Palabras clave:

Estiércol; Cáscara de Cacao; Mesofílico; Modelo de Gompertz; Ácidos Grasos Volátiles.

Biochemical methane potential of cocoa (*Theobroma cacao* L.) shells in co-digestion with cow manure

Abstract

Cocoa shell (CS) is high in C, while cow manure (CM) is high in N. High concentrations of ammonia can inhibit the methanogenesis phase. The purpose of this study was to determine the biochemical methane potential (BMP) of the CS in co-digestion with CM. The performance of PBM was analyzed under mesophilic conditions in different proportions of the substrates CM (50-70%) and CS (50-30%). Treatment with a 50:50 ratio of CM and CS had the highest PBM, 65 mg of CH₄ was produced for each gram of volatile solids fed and a lag phase (λ) of 0.53 days. In conclusion, CS can be used as a co-substrate for anaerobic co-digestion with CM.

Keywords:

Cow manure, Cocoa Shell, Mesophilic, Gompertz Model, Volatile Fatty Acids.

Forma de citar: Alonso-Gómez, L., Avila-Parrado, P., Rodríguez-Rojas, M.P., Espinosa-Solares, T. & Hernández-Eugenio G. Potencial bioquímico de metano de las cáscaras de cacao en codigestión con estiércol bovino. *RedBioLAC*, 4, 113-118.

Introducción

La codigestión simultánea de dos o más sustratos es una opción prometedora para contrarrestar las desventajas de la monodigestión, puede incrementar el contenido de CH₄ (Navaneethan *et al.*, 2011), y por lo tanto la viabilidad económica. El PBM es un método muy útil para determinar la biodegradabilidad y las tasas óptimas de mezcla de los residuos en codigestión (Cárdenas Cleves *et al.*, 2016; Hagos *et al.*, 2016), así como la eficiencia potencial del proceso al combinar los sustratos (Vásquez Núñez, 2013).

Diferentes mezclas de residuos han sido analizadas en codigestión, por ejemplo, paja de arroz e *Hydrilla verticillata*, (planta acuática que favorece la eutrofización) (Kainthola *et al.*, 2019), en donde encontraron que el rendimiento de metano (279,43 mL CH₄/g-SV) en codigestión fue mayor que en monodigestión (156,32 mL CH₄/g-SV) debido a la sinergia que se generó en el medio.

Las cáscaras de cacao (CC) son un residuo sólido que representa del 52-76% del fruto del cacao (Donkoh *et al.*, 1991), las CC por su alto contenido de humedad son un residuo perecedero que usualmente es dejado en campo hasta su descomposición. Esta disposición final de las CC genera malos olores y es fuente de proliferación de plagas y enfermedades para los cultivos (Barazarte *et al.*, 2008). Los mayores productores de cacao en el mundo son Costa de Marfil, Ghana, Indonesia, Nigeria, Ecuador, Camerún y Brasil, estos países contribuyen con el 90% de la producción total de cacao (International Cocoa Organization, 2016), teniendo en cuenta que la producción mundial en el periodo 2017/2018 fue de más de 4,5 millones de toneladas (Observatorio general de políticas agrarias, 2019), por lo que se puede deducir que existe una alta biodisponibilidad de CC.

El amonio es generado por la degradación biológica de macromoléculas con contenido de N en el estiércol (Dai *et al.*, 2017), por lo tanto, la relación carbono: nitrógeno (C:N) no es la ideal, por lo que se requieren materiales con alto contenido de C para lograr una relación C:N cercana a los valores óptimos (Rajagopal *et al.*, 2013).

En la investigación realizada por Valladares-Carnero (2017), se hace un modelamiento del proceso de digestión anaeróbica de CC con EB, sin embargo, no se realizó un pretratamiento (molienda) de las CC, por lo que los monómeros de la fracción digerible estaban rodeados de una compleja estructura de fibra, como celulosa y lignina, que resta accesibilidad de los microorganismos a los polímeros de interés. Para mejorar la accesibilidad se propone hacer un pretratamiento de molienda, y en la presente investigación se evalúa la mejor relación de codigestión tomando como base el mayor PBM de las combinaciones de sustratos. Los

datos experimentales fueron ajustados al modelo modificado (Olsson *et al.*, 2014) de Gompertz.

Metodología

El EB fue hidratado en proporción 1:2 EB:agua, durante 15 minutos. A las dos muestras se les realizó pretratamiento mecánico, en una licuadora industrial (Li-3A International) durante 10 minutos a 3 500 rpm. El inóculo empleado para los microcosmos se extrajo del fondo de un digestor previamente inoculado con EB y con 3 años de funcionamiento continuo. Después de la preparación de los microcosmos se mantuvieron con un flujo constante de N durante 6 h para mantener el medio anóxico.

Para la caracterización química se evaluó en los sustratos, cenizas de acuerdo con el método AACC 08-01 (American Association of Cereal Chemists, 2000). La fibra cruda (lignina y celulosa) se determinó usando el método de Van Soest (Goering & Van Soest, 1970). El pH se midió con un potenciómetro *Thermo Scientific Orion 5 Star (Singapore)*. El contenido de proteínas se analizó de acuerdo al método AACC 32-05 (AACC International, 2000). El contenido de extracto de éter (grasa cruda) se obtuvo con hexano en un sistema Soxtec (modelo Foss 2050, España), según los métodos estándar de la APHA (2005). Los sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) se determinaron usando los métodos de la APHA (1998). El N amoniacal se determinó por el método 10031 (Hach, 1992) a una longitud de onda de 600 nm. El perfil de ácidos grasos volátiles (AGVs), que incluye ácido acético, propiónico, butírico, isobutírico, valérico, isoaléxico, caprónico, isocaprónico y heptanoico, se determinó mediante cromatografía de gases, usando el método descrito por Meneses-Reyes *et al.*, (2017), con un cromatógrafo marca Claurus 500, Perkin Elmer, USA, equipado con un detector de ionización de flama, una columna capilar Elite-FFAP con una longitud de 30 m y 0,32 mm de diámetro (Perkin Elmer, USA). Las condiciones de operación se mantuvieron a un flujo de gas 5 mL min⁻¹ a 10,6 PSI, el puerto de inyección a 150 °C, y el horno a 100 °C durante 8 min con rampa de 160 °C durante 8,5 min, el detector a 250 °C y tiempo de retención de 16,5 min, utilizando helio como gas de transporte. Se comparó con una curva de calibración utilizando cisteína como estándar (reactivo analítico, Perkin Elmer).

El volumen de metano generado fue normalizado a una temperatura de 273 K y una presión de 1 atmósfera. Diseño experimental: El estudio previo de Cabeza *et al.*, (2016), en el que reportaron una relación C:N para el cacao de 55 y el estudio de Jia *et al.*, (2013) en el que reportaron para el EB una relación C:N de 10,7, fueron utilizados como base para los balances de materia para obtener las relaciones C:N de la Tabla 1. La variable respuesta fue el PBM.

Tabla 1 | Diseño experimental de la codigestión estiércol bovino (EB) con cáscara de cacao (CC).

Tratamiento	EB (%)	CC (%)	Micro celulosa (%)	Relación C:N
Testigo 1	0	0	100	N/A
Testigo 2	0	100	0	55,0
1	50	50	0	30,1
2	60	40	0	25,1
3	80	20	0	15,2
4	70	30	0	20,1

En el experimento se usaron botellas serológicas con capacidad de 330 mL, con un volumen de trabajo de 250 mL y un 10% (v/v) de inóculo para cada una. Una vez completada la mezcla CC/EB/agua, se tomó el pH inicial de cada botella para cada tratamiento y se incubaron a 37 °C, trascurridas 2 h se realizaron los análisis para tomar los datos iniciales, y se tomaron muestras cada 8 días para medir los parámetros hasta el día N° 100, el número de días totales del experimento se determinó de acuerdo a las mejores condiciones obtenidas en trabajos previos realizados en el laboratorio con condiciones similares (Sharma *et al.*, 2013; Meneses-Reyes *et al.*, 2017). El biogás se extrajo diariamente para evitar el incremento de la presión. El software utilizado para el análisis estadístico fue SigmaPlot V14.

Resultados y discusión

La humedad del CC y EB fue de 2,76 y 7,49% respectivamente. El contenido de cenizas presentes en el estiércol (17,1%), coincide con el contenido de cenizas reportado por Li *et al.*, (2018) correspondiente a 17,5%, las cenizas en la CC corresponden al 8,9%, algunos de

estos minerales no serán degradados ni digeridos por las bacterias, y harán parte de la fracción no digerida, pero algunos minerales presentes en el estiércol naturalmente como K, Mg, Fe, Mn, y Zn, serán indispensables para los procesos metabólicos del consorcio bacteriano. El contenido de extracto etéreo en los dos sustratos fue de 2,7 y 0,2% para CC y EB respectivamente. El contenido de fibra cruda fue de 31,5 y 33,6% para CC y EB respectivamente. La fibra cruda está representada por los componentes estructurales de la pared de las células vegetales: celulosa, hemicelulosa, sustancias pécticas y lignina en su mayoría, estas macromoléculas están compuestas a su vez por carbohidratos, entre otros. Es importante tener en cuenta que los carbohidratos se consideran un componente fundamental para la producción de biogás.

En la Tabla 2 se pueden comparar las condiciones iniciales y finales (a los 100 días), para cada uno de los tratamientos. La mayor reducción de ST ocurrió en los tratamientos T1 (micro celulosa) y el tratamiento 4. Los niveles de amonio llegaron a una máxima concentración de 285 mg/L lo que está por debajo de los niveles que pudieran inhibir la producción de CH₄ (Meneses-Reyes *et al.*, 2017).

Tabla 2 | Condiciones iniciales y condiciones a los 100 días para los diferentes tratamientos de codigestión de cáscara de cacao (CC), y estiércol bovino (EB). T1 y T2 corresponden a los testigos. ST: sólidos totales, SV: sólidos volátiles.

Tratamiento	Proporción EB:CC	pH	ST [% B.S.]	SV [% S.T.]	Amonio [mg/L]
	T1	8,5±0,0	7,2±0,6	90,3±1,2	2,4±0,0
	T2	8,0±0,1	2,6±0,1	61,2±5,9	3,0±4,2
1	50:50	8,4±0,4	3,5±0,3	51,1±3,8	2,6±3,6
2	60:40	8,6±0,0	4,8±0,9	46,0±5,6	0,3±0,5
3	80:20	8,7±0,0	3,5±0,0	49,8±1,7	0,9±1,3
4	70:30	8,7±0,2	4,3±1,1	50,2±6,3	0,0±0,1
Condiciones después de 100 días de codigestión					
	T1	5,6±0,3	4,6±1,6	70,1±22,6	182,0±27
	T2	6,8±0,0	1,7±0,0	50,8±0,0	234,9±0.0
1	50:50	7,5±0,1	3,2±0,1	42,6±2,0	285,6±51
2	60:40	7,5±0,0	3,8±0,1	51,2±0,4	262,8±14
3	80:20	7,6±0,0	3,0±0,3	53,3±1,7	257,1±19
4	70:30	7,5±0,0	2,8±0,1	60,9±5,2	269,4±50

En general, los ST al finalizar el experimento (100 días), presentan una reducción con respecto a su valor inicial, esto indica que hubo degradación de la materia orgánica. El tratamiento que presentó una mayor degradación de ST fue el tratamiento 4 con un 35% de degradación de ST relativo al contenido inicial. Los valores iniciales de pH entre 8,0 y 8,7 previenen el decremento excesivo del pH durante la etapa de acidogénesis. Sin embargo, la reducción generalizada del pH en todos los tratamientos hace notar el incremento de ácidos grasos volátiles producto de las diferentes etapas de la digestión. El decremento del pH es más notable en los testigos 5,6 y 6,8%, estos valores coinciden con que las

fases exponenciales de los tratamientos de estos dos testigos iniciaron alrededor del día 80. Esto se puede atribuir al alto contenido de carbohidratos estructurales, reflejado en el alto contenido de fibra bruta. Además, hay que aclarar que en los dos testigos la hidrólisis fue más lenta.

El potencial bioquímico de metano se vio incrementado en todas las mezclas, como se puede observar en la Tabla 3. Entre los días 2 y 4, el tratamiento 1 alcanzó un máximo rendimiento en PBM de 57,87 mL CH₄ (g SValim)⁻¹, seguido por el tratamiento 3.

Tabla 3 | Parámetros cinéticos modificados del modelo de Gompertz a partir de los datos experimentales.

Tratamiento	Proporción EB:CC	PBM	μm	Fase de latencia λ
		[mL CH ₄ g SV _{alim} ⁻¹]	[mL CH ₄ g SV _{alim} ⁻¹ d ⁻¹]	[d]
	T1	11,75±2,46	0,21±0,01	44,60±17,38
	T2	42,21±27,5	0,97±0,64	23,06±18,11
1	50:50	57,87±1,11	1,99±0,18	0,53±0,75
2	60:40	42,48±5,49	1,75±0,42	0,00±0,00
3	80:20	52,01±5,87	1,96±0,23	0,00±0,00
4	70:30	47,68±14,59	1,20±0,40	0,45±0,04

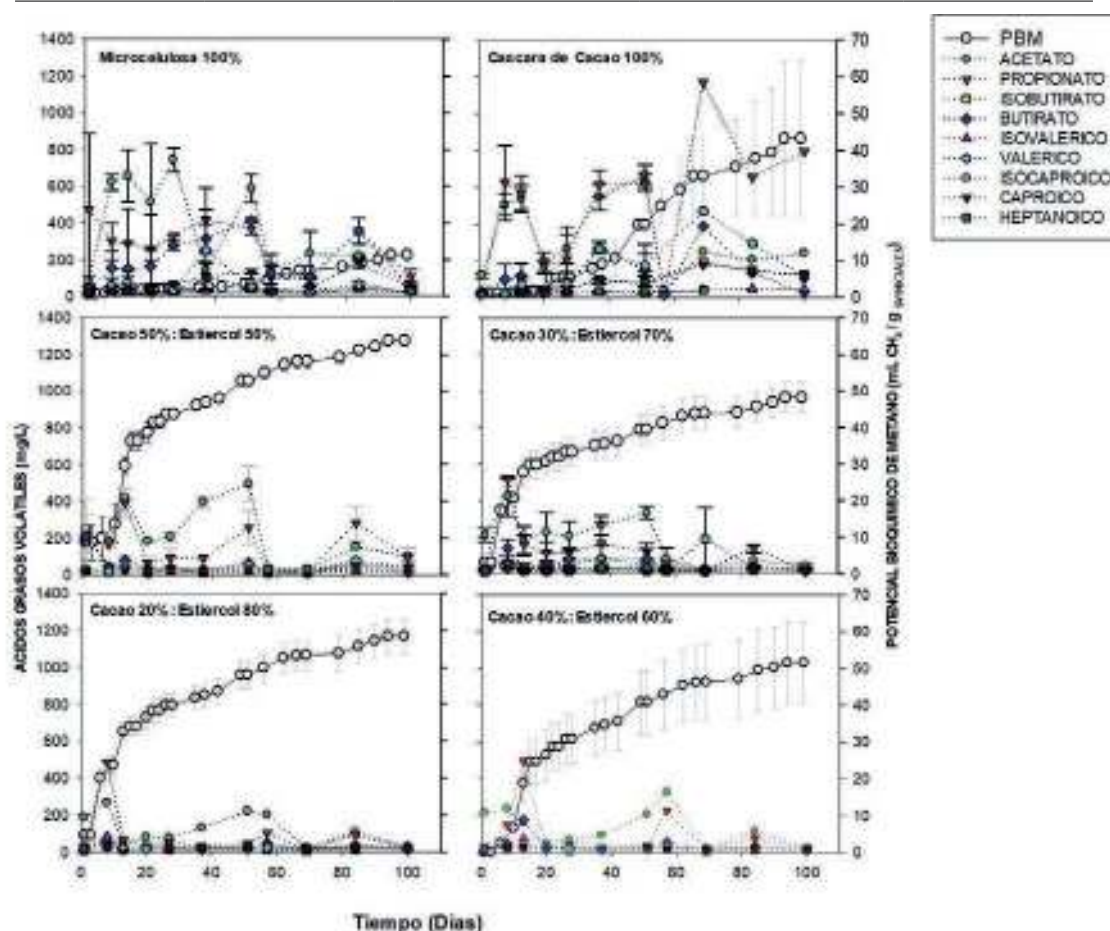


Figura 1 | Perfil de metano y ácidos grasos volátiles durante el análisis.

La Figura 1 muestra la cantidad de CH₄ acumulado por 100 días en todos los tratamientos. En todos los casos a excepción del testigo de microcelulosa 100%, se pueden observar claramente tres fases: de latencia, exponencial de producción de CH₄ y la asíntota de la acumulación de CH₄. La producción de acetato durante las primeras fases, es el esperado, pues se presenta descomposición de los carbohidratos (acidogénesis). La mezcla con una fase de latencia (λ) más corta 0,53 y con mayor PBM (65 mg de CH₄ por cada gramo de sólidos volátiles alimentado) fue la de 50:50 de EB y CC.

Conclusiones

El perfil de ácidos grasos presenta diferencias entre todos los tratamientos, predominando en el testigo de CC en monodigestión el butirato.

Se pudo determinar que la CC puede utilizarse como cosustrato para la codigestión anaerobia con EB con resultados satisfactorios de producción de metano.

Agradecimientos

Rodríguez-Rojas agradece a la Dirección General de Investigaciones de la Universidad de los Llanos por el financiamiento de este trabajo a través del proyecto C01-F01-001-2017. Ávila-Parrado agradece a Flor de María Guerrero Toledo y Christell Barrales Fernández por su invaluable apoyo.

Referencias

- American Association of Cereal Chemists. Approved Methods Committee. (2000) *Approved Methods of the American Association of Cereal Chemist*. (Vol.1-2). AACC International.
- APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American Public Health Association.
- APHA. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association.
- Barazarte, H., Sangronis, E., & Unai, E. (2008). La cáscara de cacao (*Theobroma cacao L.*): una posible fuente comercial de pectinas [Cocoa (*Theobroma cacao L.*) hulls: a possible commercial source of pectins]. *Archivos latinoamericanos de nutrición*, 58(1), 64–70.
- Cabeza, I., Thomas, M., Vásquez, A., Acevedo, P. & Hernández, M. (2016). Anaerobic co-digestion of organic residues from different productive sectors in Colombia: Biomethanation potential assessment.

Chemical Engineering Transactions, 49, 385–390. <https://doi.org/10.3303/CET1649065>

- Cárdenas Cleves, L.M., Parra Orobio, B.A., Torres Lozada, P. & Vásquez Franco, C.H. (2016). Perspectivas del ensayo de potencial bioquímico de metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. *Revista ION*. 29(1), 95–108, 2016. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016008>
- Dai, X., Hu, C., Zhang, D., Dai, L. & Duan, N. (2017). Impact of a high ammonia-ammonium-pH system on methane-producing archaea and sulfate-reducing bacteria in mesophilic anaerobic digestion. *Bioresour Technol*. 245(A), 598–605. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.208>
- Donkoh, A., Atuahene, C.C., Wilson, B.N. & Adomako, D. (1991). Chemical composition of cocoa pod husk and its effect on growth and food efficiency in broiler chicks. *Animal Feed Science and Technology*, 35(1–2), 161–169. [https://doi.org/10.1016/0377-8401\(91\)90107-4](https://doi.org/10.1016/0377-8401(91)90107-4)
- Goering, H.K. & Van Soest, P.J. Forage fiber analyses, in: USDA (Ed.), *Agriculture Handbook 379*. Washington, pp. 1–20, 1970.
- HACH. (1192). *Hach water analysis handbook*. Hach Company.
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., & Lu, X. (2016). Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>
- ICCO International Cocoa Organization. Production of cocoa beans. (2016). *Quarterly Bulletin of Cocoa Statistics, XLII*. <https://www.icco.org/about-us/icco-news/317-may-2016-quarterly-bulletin-of-cocoa-statistics.html>
- Jia, S., Dai, X., Zhang, D., Dai, L., Wang, R. & Zhao, J. Improved bioproduction of short-chain fatty acids from waste activated sludge by perennial ryegrass addition. *Water Res.* 47, 4576–4584, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.012>
- Kainthola, J., Kalamdhad, A.S. & Goud, V.V. (2019). Optimization of methane production during anaerobic co-digestion of rice straw and hydrilla verticillata using response surface methodology. *Fuel* 235, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.07.094>
- Li, H., Yang, S., Sun, H. & Liu, X. (2018). Production of activated carbon from cow manure for wastewater

- treatment. *BioResources* 13, 3135–3143. <https://doi.org/10.15376/biores.13.2.3135-3143>
- Meneses-Reyes, J. C., Hernández-Eugenio, G., Huber, D. H., Balagurusamy, N. & Espinosa-Solares, T. Biochemical methane potential of oil-extracted microalgae and glycerol in co-digestion with chicken litter. *Bioresource Technology*. 224, 373–379, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.012>
- Navaneethan, N., Topczewski, P., Royer, S. & Zitomer, D. (2011). Blending anaerobic co-digestates: synergism and economics. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 63(12), 2916–2922. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.557>
- Observatorio General De Políticas Agrarias. (2019). Observatorio de commodities: Cacao. Lima. Perú.
- Olsson, J., Feng, X. M., Ascue, J., Gentili, F. G., Shabimam, M. A., Nehrenheim, E. & Thorin, E. (2014). Co-digestion of cultivated microalgae and sewage sludge from municipal waste water treatment. *Bioresource Technology*, 171, 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.069>
- Rajagopal, R., Massé, D.I. & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource Technology*. 143, 632–641. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.030>
- Sharma, D., Espinosa-Solares, T. & Huber, D.H. (2013). Thermophilic anaerobic co-digestion of poultry litter and thin stillage. *Bioresource Technology*. 136, 251–256. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.005>
- Valladares-Carnero, F. (2017). *Modelamiento del proceso de digestión anaeróbica de estiércol de vacuno y cáscara de cacao*. [Tesis de pregrado, Universidad de Piura]. <https://pirhua.udep.edu.pe/handle/11042/3069>
- Vásquez Núñez, G. (2013). *Panorama del tratamiento de aguas residuales con tecnología anaerobia en la Costa Atlántica Colombiana*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia]. <http://bdigital.unal.edu.co/49437/1/panorama%20del%20tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20con%20tecnologia%20anaerobia%20en%20la%20costa%20atlantica%20colombiana.pdf>

Medições quantitativas e qualitativas do biogás produzido em reatores UASB tratando esgoto doméstico

Artículo largo



Julio C. Rietow^{1*}; Gustavo R. C. Possetti²; Miguel. M. Aisse¹; Luiz G. Wagner²; Alexandre K. Bico³

¹Universidade Federal do Paraná (UFPR), ²Companhia de Saneamento do Estado do Paraná (SANEPAR), ³Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR)

*julio.rietow@gmail.com

Resumo

No presente artigo é apresentado um estudo sobre caracterização quantitativa e qualitativa do biogás produzido em reatores UASB, de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) de médio porte, localizada na região sul do Brasil. Os resultados obtidos destacaram que durante o período de investigação (1 ano), a ETE foi responsável por tratar uma vazão de 31 054 m³/dia de esgoto doméstico, com uma concentração de demanda química de oxigênio (DQO) de 540 mg/L. No que diz respeito ao biogás produzido, constatou-se que o mesmo seguiu um comportamento temporal variável, periódico e não estacionário, sendo influenciado por eventos de chuva. Verificou-se que a vazão de biogás disponibilizada pelos reatores UASB foi, em média, igual a 29,9 NL/m³ de esgoto tratado ou 4,0 NL/hab.dia, estando esses valores abaixo das faixas usuais encontradas em literatura. Por fim, o teor médio de metano (CH₄) encontrado no biogás durante o período de investigação foi de 80,2%.

Palabras clave:

Aproveitamento Energético; Biogás; Eventos de Chuva; Reator UASB; Relações Unitárias.

Quantitative and qualitative measurements of biogas produced in UASB reactors treating domestic sewage

Abstract

This article presents a study on the quantitative and qualitative characterization of biogas produced in UASB reactors, of a medium-sized sewage treatment plant (STP), located in the south of Brazil. The results obtained showed that during the investigation period (1 year), the STP was responsible for treating a flow of 31,054 m³/day of domestic sewage, with a concentration of chemical oxygen demand (COD) of 540 mg/L. With regard to the biogas produced, there was a variable, periodic and non-stationary temporal behavior, being influenced by rain events. It was found that the flow of biogas provided by the UASB reactors was, on average, equal to 29.9 NL/m³ of treated sewage or 4.0 NL/hab.day, these values being below the usual ranges found in the literature. Finally, the average methane (CH₄) content found in biogas during the investigation period was 80.2%.

Keywords:

Energy Use; Biogas; Rain Events; UASB Reactor; Unitary Relations.

Forma de citar: Rietow, J. C., Possetti, G. R. C., Aisse, M. M., Wagner, L. G. & Bico, A. K. Medições quantitativas e qualitativas do biogás produzido em reatores UASB tratando esgoto doméstico. *RedBioLAC*, 4, 119-124.

Introdução

O clima tropical favorável e os menores custos de implantação e operação dos reatores anaeróbios de manto de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – UASB) propiciaram que essa tecnologia de tratamento de esgoto fosse amplamente empregada nos países da América Latina e Caribe (ALC), sobretudo no Brasil, fazendo deste o maior parque de reatores anaeróbios do mundo (Chernicharo *et al.*, 2018). De acordo com os dados da Agência Nacional de Águas (ANA), o Brasil possui 1 047 estações de tratamento de esgoto (ETEs) que empregam a tecnologia de reatores UASB (Agência Nacional de Águas, 2017).

Além da menor produção de lodo, se comparado com os processos aeróbios de tratamento, os reatores UASB são caracterizados pela produção de biogás, subproduto esse passível de aproveitamento energético por conter metano (CH₄) em sua composição (70-85% CH₄) (Noyola *et al.*, 2006). Apesar desse potencial, poucas são as ETEs no Brasil que realizam alguma forma de aproveitamento desse gás. De acordo com Moreira (2017), apenas 4 plantas de produção e uso energético do biogás, relacionadas a sistemas de tratamento do esgoto com reatores UASB, estavam em funcionamento no país em 2017.

Apesar da necessidade de avanços nos marcos legais da cadeia produtiva do biogás no Brasil, destaca-se que barreiras de origens técnicas, construtivas e operacionais também dificultam o aproveitamento do biogás produzido em reatores UASB. Por não terem sido projetados visando a recuperação do gás, esses reatores geralmente apresentam problemas de impermeabilização e estanqueidade (Possetti *et al.*, 2018). Adicionalmente, fatores como a rotina operacional de retirada de lodo excedente e espuma, a elevada concentração de CH₄ dissolvido no efluente tratado e a contribuição de água de chuva nas redes coletoras de esgoto, interferem de forma significativa na vazão de biogás disponível para aproveitamento (Chernicharo *et al.*, 2015).

Desse modo, torna-se imprescindível, antes do processo de tomada de decisão pelo aproveitamento energético, a mensuração quantitativa e qualitativa do biogás (Duarte *et al.*, 2018). Entretanto, poucos são os estudos encontrados na literatura que tratam do comportamento de produção desse gás em reatores UASB, em escala real. Com novas tecnologias de medições surgindo no mercado a um preço acessível, sobretudo aquelas vinculadas às áreas de eletrônica e sensoriamento remoto, levantamentos *in-loco* e em tempo real da vazão e caracterização do biogás poderão auxiliar no estabelecimento de diretrizes de seu manejo com maior exatidão (Possetti *et al.*, 2013).

Diante desse contexto, entende-se que novos estudos voltados para o monitoramento do biogás poderão fomentar o aproveitamento desse gás em ETEs nos países da ALC. Sendo assim, o presente artigo reporta os resultados das medições quantitativas e qualitativas do biogás produzido em reatores UASB, alimentados com esgoto doméstico, em uma ETE de médio porte.

Metodologia

Para atender ao objetivo proposto no presente artigo uma ETE de médio porte, localizada na região Sul do Brasil, foi empregada como área de estudo. Essa ETE possui capacidade para atender a uma população de aproximadamente 270 mil habitantes. O fluxograma da planta de tratamento é composto por etapas de tratamento preliminar (grades grossas e finas, um desarenador de limpeza mecanizada e um medidor de vazão do tipo calha *Parshall*) e de tratamento biológico (reatores do tipo UASB e pós-tratamento com lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação). Informações mais detalhadas dos reatores UASB implantados na ETE em estudo estão apresentadas na Tabela 1. O biogás produzido nos reatores UASB é encaminhado para um queimador do tipo aberto com eficiência de destruição de CH₄ de aproximadamente 50%.

Tabela 1 | Principais características de projeto dos reatores UASB da ETE.

Características	Unidade	Descrição
Vazão	L/s	420
Tempo de retenção hidráulica	h	8,0
Nº de reatores	-	6 (divididos em duas linhas)
Tipo	-	Retangular (planta)
Carga orgânica volumétrica	kgDQO/m ³ .dia	2,0
Carga hidráulica volumétrica	m ³ /m ³ .dia	3,0
Velocidade superficial de fluxo	m/h	0,6

A produção de biogás nos reatores UASB foi monitorada durante um período de 1 ano. As medições foram realizadas no trecho final dos tubos de PEAD condutores de biogás (diâmetro interno de 140 mm), de uma das linhas contendo três reatores UASB. A vazão do biogás foi mensurada por meio de um medidor do tipo vórtex (Höntzsch), com faixa de leituras de velocidade do gás de 0,4 a 40 m/s e de vazão de 0,7 a 1 131 m³/h. As leituras aferidas foram normalizadas utilizando-se um medidor de temperatura e pressão instalado a jusante do vórtex. Os equipamentos instalados foram configurados para fornecerem sinais analógicos padrão 4-20 mA, os quais foram monitorados em intervalos de tempo de 30 segundos. Os valores mensurados foram transmitidos para um *data logger* (FieldLogger, Novus) e, posteriormente, tratados em planilhas eletrônicas. Como tais medições foram realizadas no final de uma das linhas de reatores UASB, a taxa média de produção de

biogás encontrada durante o período de monitoramento foi multiplicada por 2. Tal consideração só foi possível porque os 6 reatores UASB da ETE possuem a mesma topologia e alimentação semelhante de esgoto doméstico.

Durante o período de investigação, foram também realizadas análises qualitativas do biogás por meio do emprego de um medidor fixo de gases Union Instruments (modelo Inca 4002). Esse equipamento ficou abrigado em um local dedicado e protegido de intempéries. Os parâmetros caracterizados pelo equipamento, em percentual de volume (%v), foram: CH₄, com faixa de medição de 0 a 100%; gás carbônico (CO₂), com faixa de medição de 0 a 100%; oxigênio (O₂), com faixa de medição de 0 a 25% e sulfeto de hidrogênio (H₂S), com faixa de medição de 0 a 10 000 ppm. Na Figura 1 estão apresentados os equipamentos de medições empregados no presente estudo.



Figura 1 | Equipamentos de medição instalados na ETE: (A) visão geral dos medidores e da tubulação de biogás; (B) medidor de vazão de biogás do tipo vórtex; (C) medidor de temperatura e pressão; (D) medidor de gases (CH₄, CO₂, O₂, H₂S).

Além do monitoramento do biogás, ao menos 3 vezes por semana foram realizadas análises de demanda química de oxigênio (DQO) no esgoto doméstico afluente e efluente aos reatores UASB. As análises de DQO foram realizadas por meio do método de refluxo fechado – colorimétrico (American Public Health Association *et al.*, 2012). Para esses dois pontos de monitoramento foram realizadas amostragens compostas, com alíquotas coletadas de hora em hora, durante um período de 24 horas. O levantamento desse parâmetro possibilitou avaliar a eficiência dos reatores na remoção de matéria orgânica. Adicionalmente, também foram registradas as temperaturas do esgoto doméstico

afluente aos reatores UASB por meio de um medidor de temperatura portátil (kasvi) com exatidão de leitura de $\pm 1,0$ °C.

Resultados e discussão

Durante o período de investigação, a ETE foi responsável por tratar uma vazão, em média, igual a $31\,054 \pm 3\,167$ m³/dia de esgoto, sendo esse valor correspondente a aproximadamente 85% da vazão de projeto. As concentrações de DQO no esgoto afluente e efluente aos

reatores UASB foram, em média, iguais a 540 ± 176 mg/L e 172 ± 32 mg/L, respectivamente. A partir desses resultados, a eficiência de remoção de DQO no processo de tratamento foi, em média, igual a $64 \pm 9\%$. Considerando a vazão média de esgoto encontrada e uma contribuição diária de despejos domésticos de 130 L/hab.dia, estima-se que a ETE tenha atendido a uma população de aproximadamente 240 000 habitantes. Desse modo, a contribuição *per capita* de DQO encontrada foi de $0,07 \pm 0,01$ kgDQO/hab.dia. A temperatura média do esgoto registrada durante o período de monitoramento foi igual a 19 ± 2 °C, não apresentando uma variação significativa durante as estações de verão e inverno.

Na Figura 2(A) é apresentado o comportamento da vazão de biogás produzido pelos reatores UASB da ETE, em função do tempo, para um intervalo de 10 dias (240 horas). De modo geral, constatou-se que a vazão de biogás seguiu um padrão diário de produção ($\Delta t \sim 1$ dia), com valores máximos e mínimos bem definidos, correspondendo a um comportamento temporal variável, periódico e não estacionário. Estudos realizados por Possetti *et al.* (2013) e Cabral *et al.* (2017) também identificaram tal comportamento. A partir do tratamento estatístico dos dados mensurados, verificou-se que a vazão de biogás disponibilizada pelos reatores UASB da ETE foi, em média, igual a $38,8 \pm 9,2$ Nm³/h. A temperatura média do biogás encontrada foi igual a $20,5 \pm 1,5$ °C, enquanto a pressão manométrica no interior da tubulação desse gás apresentou um valor, em média, igual a 720 ± 110 mmca.

Conforme apresentado na Figura 2(B), identificou-se, ainda, que a amplitude e a vazão média do biogás foram

influenciadas por eventos significativos de chuvas. Deve ser destacado que a rede coletora de esgoto no Brasil é caracterizada como do tipo separador absoluto. No caso em questão, os dados de uma estação climatológica, instalada próxima a ETE, registrou uma precipitação acumulada, para 4 dias (96 horas) de medições, de aproximadamente 121 mm. A DQO presente no esgoto doméstico, afluyente aos reatores UASB nesse período, apresentou um valor médio de 266 mg/L, sendo aproximadamente duas vezes menor do que a média encontrada para todo o período de investigação. De acordo com Possetti *et al.* (2013), a diminuição da produção de biogás por esses eventos se deve pela diluição da matéria orgânica disponível no esgoto doméstico a ser degradada nos reatores UASB.

Durante o período de monitoramento, a composição média do biogás, em porcentagens de volume (%v), apresentou $80,2 \pm 5,3\%$ de CH₄, $6,0 \pm 3,5\%$ de CO₂, $3\ 214 \pm 884$ ppm de H₂S, e $0,1 \pm 0,09\%$ de O₂. Outro componente com elevada concentração presente no biogás é o nitrogênio (N₂), não mensurado pelo dispositivo utilizado no presente estudo. Entretanto, assumindo a soma dos resultados dos parâmetros avaliados e a diferença restante sendo caracterizada como N₂, constatou-se uma concentração desse gás, em média, igual a $13,3 \pm 4,7\%$. A maior concentração de N₂ presente no biogás de reatores UASB pode ser explicada por meio da elevada parcela desse gás estar dissolvido nos esgotos domésticos, em forma de nitrogênio orgânico e/ou nitrogênio amoniacal (Wellinger *et al.*, 2013). Na Tabela 2 estão apresentados os valores de caracterização encontrados comparando-os com as faixas típicas de composição reportadas na literatura para reatores UASB tratando esgoto doméstico e digestores anaeróbios de lodo.

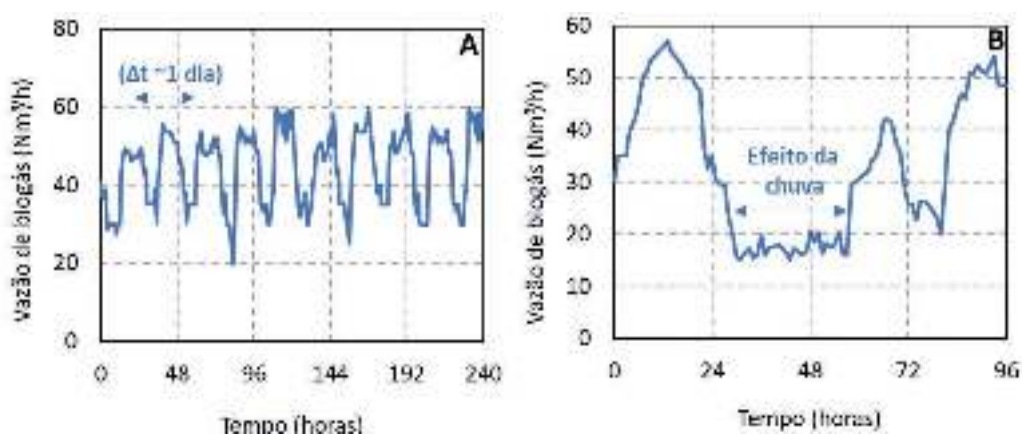


Figura 2 | Análise do comportamento da vazão horária de biogás para: (A) um intervalo de tempo de 10 dias (240 horas) sem eventos significativos de chuvas e (B) um intervalo de tempo de 4 dias (96 horas) com eventos significativos de chuvas.

A partir dos resultados de caracterização do biogás, foi possível determinar a vazão de CH₄ produzida pelos reatores durante o período de investigação, sendo esse valor, em média, igual a $(31,8 \pm 7,5)$ Nm³/h. Assumindo uma densidade do CH₄ igual a $0,717$ kg/m³ e que o mesmo possui um potencial de aquecimento global 28 vezes superior

ao do CO₂ em um horizonte de 100 anos (Myhre *et al.*, 2013), destaca-se que a ETE possui uma taxa média de emissão de gases de efeito estufa (GEE), já considerando a eficiência de destruição de CH₄ nos queimadores, igual a $2\ 750$ tCO_{2eq}/ano.

As relações unitárias obtidas das medições realizadas apontaram uma produção média de CH₄ de 3,2 NLCH₄/hab.dia e de biogás igual a 4,0 NL/hab.dia. Esses valores são menores do que aqueles reportados por Possetti *et al.* (2013) e Cabral *et al.* (2017), que encontraram uma produção de CH₄ variando de 4 a 13 NLCH₄/hab.dia e de biogás variando de 7 a 16 NL/hab.dia, em diferentes portes de ETEs que empregam reatores UASB no Brasil. Outras relações unitárias obtidas foram a de produção diária de biogás por volume útil de reator UASB (2 000 m³ cada reator) e de CH₄ por massa de DQO removida durante o tratamento do esgoto doméstico. Os valores encontrados para essas relações foram de 0,07 m³biogás/m³ de reator UASB e de 67 NLCH₄/kgDQO_{removida}. Estudos realizados por Noyola *et al.* (1988), obtiveram uma faixa média de geração de CH₄ em reatores UASB que variou de 80 a 180 NLCH₄/kgDQO_{removida}. Destaca-se ainda que a produção de biogás em reatores UASB é bem inferior àquela encontrada em digestores anaeróbios de lodo. De acordo com Andreoli *et al.* (2007), digestores de lodo apresentam uma produção média desse gás na ordem de 25 NL/hab.dia, sendo esse valor aproximadamente 6 vezes maior do que aquele encontrado no reator UASB em estudo.

O potencial químico médio disponível para um possível aproveitamento energético do biogás foi igual a (1 144 ± 269) MJ/h. Considerando a eficiência de um conjunto motorizador de energia elétrica igual a 35% (Chambers & Potter, 2000), estima-se que o biogás produzido pelos reatores UASB possua um potencial elétrico de aproximadamente 400 MJ/h. Esse valor representa cerca de 30% da demanda energética da ETE.

Por outro lado, de acordo com os dados operacionais da estação, são produzidos cerca 13 m³/dia de lodo desaguado com um teor de sólidos totais (ST) de 20%. Visando a secagem desse lodo até um teor de ST de 80%, estimase que cerca de 10 m³/dia de água devem ser removidos do material. Estudos realizados por Possetti *et al.* (2015) identificaram que para cada 1 kg de água removida em um secador térmico são necessários 5,3 MJ de energia (já considerando a eficiência térmica do secador). Desse modo, a demanda energética de um sistema para secar o lodo produzido na ETE seria de 2 208 MJ/h. Considerando o potencial químico disponível, estima-se que aproveitamento térmico do biogás produzido poderia atender cerca de 50% da demanda energética de um secador de lodo.

Tabela 2 | Comparação da composição típica do biogás produzido na ETE em estudo com faixas típicas de literatura de reatores UASB e digestores anaeróbios de lodo.

Componente	Unidade	Biogás de reatores UASB tratando esgoto doméstico		Biogás de digestores anaeróbios de lodo ^c
		Resultados da ETE em estudo (Média ± DV ^a)	Faixa típica de literatura ^b	Faixa típica de literatura
CH ₄	%v	80,2 ± 5,3	60 – 85	60 – 70
N ₂	%v	13,3 ± 4,7	10 – 25	0 – 2
CO ₂	%v	6,0 ± 3,5	5 – 15	20 – 40
O ₂	%v	0,1 ± 0,09	0 – 2	0 – 1
H ₂ S	ppm	3 214 ± 884	1 000 – 5 000	500 – 1 500

^aDV: Desvio Padrão; ^bReferências utilizadas: Noyola *et al.* (2006) e Cabral *et al.* (2017); ^cReferências utilizadas: Rasi *et al.* (2007); Wellinger *et al.*, 2013.

Conclusões

As medições de biogás realizadas nos reatores UASB tratando esgoto doméstico, em uma ETE de médio porte, evidenciaram um comportamento temporal desse gás como variável, periódico e não estacionário, apresentando uma vazão, em média, de 29,9 NL/m³ de esgoto tratado. As análises qualitativas do biogás apresentaram um teor médio de CH₄ superior a 80%, destacando o elevado potencial químico presente no biogás. Entretanto, assim como a vazão, a concentração de CH₄ presente no biogás se mostrou influenciada por eventos significativos de chuva. Desse modo, em sistemas de escala real visando o aproveitamento energético do biogás, torna-se indispensável

o uso de um gasômetro para diminuir os eventuais efeitos de períodos chuvosos na quantidade e qualidade do biogás. Adicionalmente, para um melhor entendimento do comportamento do biogás produzido em reatores UASB, recomenda-se o monitoramento em paralelo de parâmetros como concentração de sulfeto no afluente e efluente do sistema, concentração de CH₄ dissolvido no efluente tratado e produção de sólidos nos reatores, bem como o acompanhamento da rotina operacional de descarte de lodo excedente e espuma. Por fim, entende-se que os resultados aqui reportados fornecem subsídios teóricos e técnicos para que novos estudos de caracterização *in-loco* e em tempo real do biogás, produzido em reatores UASB, sejam realizados de forma segura e confiável em ETEs.

Referências

- Andreoli, C. V., Von Sperling, M. & Fernandes, F. (2007). *Sludge treatment and disposal* (1ª ed). IWA Publishing.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, & Water Environment Federation. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 4). Washington D.C., United States: American Public Health Association.
- Agência Nacional de Águas (ANA). (2017). *Atlas esgotos – Despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília, Brasil: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental.
- Cabral, C. B. G., Chernicharo, C. A. L., Platzer, C. J., Barjenbruch, M. & Belli Filho, P. (2017). Evaluation of Biogas Production and Energy Recovery Potential in 5 Full-Scale WWTPs with UASB Reactors. *Chemical Engineering & Process Techniques*, 3(3), 1043.
- Chambers, A. K. & Potter, I. (2002). Gas utilization from sewage waste. *Alberta Research Council*, 1-13.
- Chernicharo, C. A. L., Van Lier, J. B., Noyola, A. & Ribeiro, T. B. (2015). Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(4), 649-679. <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>
- Chernicharo, C. D. L., Bressani-Ribeiro, T., Pegorini, E., Possetti, G. R. C., Miki, M. K. & Nonato, S. (2018). Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário—Parte 1: Tópicos de Interesse. *Revista DAE*, 66(214), 5-15. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.041>
- Duarte, O., Sánchez, L., Cárdenas, M., Cantão, M., Possetti, G. R. C. & Aisse, M. M. (2018). Ventajas y desventajas del uso de la espectrofotometría monitoreando la calidad del agua residual en un reactor anaeróbico. *Revista Científica Unet*, 30(1), 302–312.
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F. M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J. F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhang, H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P. M. (eds.)]. Cambridge, United Kingdom and New York, United States: Cambridge University Press.
- Metcalf & Eddy. (2016). *Tratamento de efluentes e Recuperação de Recursos*. 5ª ed. Porto Alegre, Brasil: McGraw Hill Brasil.
- Moreira, H. C. (2017). *Biogas in wastewater treatment plants: the main legacies of the Brazil-Germany technical cooperation* (Dissertação de Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil.
- Noyola, A. R., Capdeville, B. & Roques, H. (1988). Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating stationary fixed-film reactor. *Water Research*, 22(12), 1585-1592. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(88\)90172-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(88)90172-8)
- Noyola, A. R., Morgan-Sagastume, J. M. & López-Hernandez, J. E. (2006). Treatment of biogas produces in anaerobic reactors for domestic wastewater: odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 33-114. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2754-6>
- Possetti, G. R. C., Jasinski, V. P., Mesquita, N. C., Kriguel, K. & Carneiro, C. (2013). Medições em tempo real do biogás produzido em reatores UASB alimentados com esgoto doméstico. En: *Congresso ABES*. Congresso llevado a cabo en Brasil.
- Possetti, G. R. C., Rietow, J. C., Gervasoni, R., Althoff, C. A. & Carneiro, C. (2015). Investigação experimental de um sistema piloto de secagem térmica de lodo movido a biogás (Experimental investigation of a pilot biogas sludge drying system). En: *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Congresso llevado a cabo en Brasil.
- Possetti, G. R. C., Rietow, J. C., Costa, F. J. O. G., Wagner, L. G., Lobato, L. C. S., Ribeiro, T. B., Melo, D. F., Reis, J. A. & Chernicharo, C. A. L. (2018). Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, 66, 73-89. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.042>
- Rasi, S., Veijanen, A. & Rintala, J. (2017). Trace compounds of biogas from different biogas production plants. *Energy*, 32(8), 1375-1380. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.10.018>
- Wellinger, A., Murphy, J. & Baxter, D. (2013). *The biogas handbook: science, production and applications*. Cambridge, United States: IEA Bioenergy.

Evaluación de efluente de biodigestor como fertilizante orgánico en el cultivo de maíz

Artículo largo



Wilbert Trejo-Lizama^{1*}; Anilú del Jesús Uicab²; José Bernardino Castillo-Caamal¹

¹Grupo de investigación: Sistemas de Producción de Alimentos Agroecológicos SISPAE

²Licenciada en Agroecología - Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida.

*wtlizama@correo.uady.mx

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efluente de biodigestor como fertilizante en el cultivo de maíz Nal-Tel. Los tratamientos utilizados fueron: testigo sin efluente (T), efluente bajo (EB) (5,43 litros/planta), efluente medio (EM) (10,87 litros/planta), y para el tratamiento efluente alto (EA) (16,30 litros/planta). El crecimiento en altura y diámetro de tallo del cultivo, a los 63 y 84 días fue mayor ($P<0,05$) en los tratamientos con efluente (EB, EM y EA) en comparación con el tratamiento sin efluente (T). La aplicación de efluente de biodigestor incrementó ($P<0,05$) el rendimiento de biomasa total (BS) de maíz. No se encontraron diferencias ($P>0,05$) en la biomasa entre los niveles de aplicación de efluente. Esto indica que, mediante el uso de efluente de biodigestor desde el nivel bajo, se incrementa 100% la biomasa del cultivo.

Palabras clave:

Digestato; Fertilizante; Cultivo; Maíz.

Evaluation of biodigester effluent as organic fertilizer in corn cultivation

Abstract

The objective of the present study was, to evaluate the biodigester effluent as organic fertilizer in Nal-Tel corn cultivation. The treatments were: control without effluent (C), low effluent (LE) (5.43 liters/plant), medium effluent (ME) (10.87 liters/plant) and high effluent (HE) (16.3 liters/plant). The growth in high and stem diameter of the crop at 63 and 84 days was higher ($P<0.05$) in the treatments with effluents (LE, ME and HE) in comparison with the treatment without effluent (T). The amendment of biodigester effluent increased ($P<0.05$) the total biomass yield (DM) of maize. There were no differences ($P>0.05$) in biomass between the different levels of effluent amended. The results indicate that using low levels of biodigester effluent increased 100% the crop biomass.

Keywords:

Digestates; Fertilizer; Cultivation; Corn.

Forma de citar: 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.

Introducción

El uso de biodigestores para reducir la contaminación ambiental, y los malos olores de las excretas, permite obtener por un lado biogás y por otro podría obtenerse un efluente y lodo estabilizado con potencial de fertilizante. El valor biológico del efluente del biodigestor depende de diversos factores, entre ellos la concentración de nutrientes en el sustrato, el tiempo de exposición del digestato después de haber sido obtenido y aplicado en las plantaciones, la frecuencia o número de veces aplicado en el cultivo y el manejo del proceso de biodigestión tendrá una influencia en la composición y concentración de nutrientes en el sustrato (Choi, 2007).

Conocer el proceso de aprovechamiento de los nutrientes contenidos en el efluente de biodigestor por parte de los cultivos, permitirá una mejor planificación del aprovechamiento del sustrato. Diversos estudios han establecido la relación del rendimiento de la biomasa con el rendimiento de frutos. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el efluente del biodigestor como fertilizante en el cultivo de maíz Nal-Tel.

Metodología

El presente trabajo se realizó en el área de invernaderos del Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Yucatán (CCBA-UADY), el cual se encuentra en el estado de Yucatán, México. La temperatura promedio anual es de 26,1 °C. La precipitación total anual es de 1 021 mm. Se realizó un experimento en macetas bajo condiciones semicontroladas en un invernadero, cubierto con malla sombra.

Tratamientos

Para determinar los niveles a aplicar se consideró la concentración de nitrógeno que fue de 150 mg/l en el efluente, determinado en el laboratorio H₂O. Con base en la concentración de N, los tratamientos utilizados fueron: testigo sin efluente (T), efluente bajo (EB) (5,43 litros/planta), efluente medio (EM) (10,87 litros/planta), y para el tratamiento efluente alto (EA) (16,30 litros/planta), cada uno con 6 repeticiones; lo que corresponde a una aplicación de nitrógeno de 0,81, 1,63 y 2,45 g/N/planta respectivamente, por lo tanto la concentración de nitrógeno para una hectárea con una población de 30 000 plantas corresponde al nivel medio en 48,9 kg N/ha. El periodo en el que se aplicó el efluente como fertilizante orgánico fue de los 9 días de la siembra y posteriormente cada semana, hasta los 51 días del cultivo.

Manejo cultural (siembra, aclareo y riego) y variables evaluadas

Como sustrato para el cultivo se empleó el tipo de suelo *Leptosol* proveniente de una milpa de una localidad

dedicada al cultivo de maíz, frijol y calabaza por más de 20 años. El sustrato fue tamizado con una malla de 2 mm y posteriormente fue colocado en macetas. A cada maceta se le aplicó 3 kg del suelo tamizado, teniendo un total de 24 macetas. En el presente trabajo se usó maíz criollo Nal-Tel de bajo rendimiento, se utilizaron 3 semillas por maceta, una vez germinada la semilla a los 4 días, se realizó el aclareo, seleccionando la planta con mayor vigor y altura. Se utilizó una probeta de plástico de 500 ml midiendo el volumen de agua y efluente aplicado (Figura 1). Para determinar el efecto de los diferentes tratamientos, las variables evaluadas fueron: altura de la planta, diámetro del tallo y rendimiento de materia seca. La altura fue medida con una regla desde la base del suelo de la maceta hasta la altura de la hoja más alta; y el diámetro del tallo de la planta fue por medio de un vernier digital para todos los tratamientos cada 15 días durante el tiempo que duró el experimento. Se evaluó en base seca el rendimiento de biomasa a los 79 días de crecimiento de la siguiente manera, primero se pesó por separado las hojas, tallo y raíces en base fresca, luego se colocaron en estufa a una temperatura de 80 °C durante dos días para la deshidratación y al terminar se pesaron las mismas variables.



Figura 1 | Aplicación del efluente de biodigestor a las plantas de maíz.

El efluente de biodigestor utilizado provino de biodigestores alimentados con excretas de cerdo con un tiempo de retención de 45 días. El biodigestor era de tipo tubular de membrana plástica, que funcionó a 30 °C y con 1% de sólidos totales. La muestra del efluente se tomó al momento de la carga de influente y se obtuvo por el rebose por la válvula de salida. Al inicio del experimento se obtuvo todo el efluente a utilizar durante el experimento y se almacenó en tambores de plástico cerrados. A las muestras de efluente se le realizaron análisis de nitrógeno total Kjeldahl.

Diseño experimental y análisis de datos

Se utilizó un diseño experimental de bloques completamente al azar con 4 tratamientos y 6 repeticiones por tratamiento, la unidad experimental fue cada una de las plantas de maíz, las variables evaluadas fueron altura, grosor de tallo y biomasa. La información obtenida se analizó mediante un análisis de varianza (ANOVA) y mediante la prueba de Tukey se compararon las medias entre tratamientos.

Resultados y discusión

El crecimiento en altura y diámetro del cultivo de maíz Nal-tel, a los 9, 23 y 37 días fueron similares entre tratamientos ($P>0,05$). Sin embargo, a los 51 días el tratamiento EM fue mayor ($P<0,05$) 102,8 cm en su crecimiento de altura de maíz Nal-tel, en comparación con T, EB y EA; 76,2, 89,3,

y 91,8 cm respectivamente. El crecimiento en diámetro del tallo del cultivo a los 51 días fue mayor ($P<0,05$) en los tratamientos con efluente (EM y EA) 9,2 y 8,2 mm en comparación con el tratamiento sin efluente (T) y efluente bajo (EB) 5,6 y 7,5 mm. Cabe señalar que, el crecimiento en altura y diámetro del cultivo de maíz Nal-tel, a los 63 días fue mayor ($P<0,05$) en los tratamientos con efluente (EM y EA) 131,8 y 141,7 cm en comparación con el tratamiento sin efluente (T) 92,3 cm. El uso de efluente de biodigestor en el cultivo en la mayor parte de su ciclo de crecimiento ayuda a mejorar la altura y grosor de la planta como se muestra en la Tabla 1. Se alcanzó la mayor altura de la planta (150,7 cm) en el tratamiento EA a los 84 días. El efecto en el crecimiento de la planta con la aplicación de efluente en el presente trabajo se presentó a los 51 días a diferencia de Negrin & Jiménez (2012) quienes encontraron efecto del efluente a los 27 días.

Tabla 1 | Altura y diámetro del cultivo de maíz Nal-Tel con el uso de efluente de biodigestor.

Tratamiento	Días de crecimiento											
	9		23		37		51		63		84	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
Sin E.	24,0	3,3	43,8	3,5	51,8	4,7	76,2a	5,6a	92,3a	5,6a	108,5a	4,9a
DE (±)	0,02	0,3	0,04	0,3	0,06	0,5	0,13	0,7	0,16	0,8	0,20	0,6
E. bajo	23,8	3,4	42,3	3,5	50,7	5,1	89,3ab	7,5ab	114,7ab	9,5b	116,2ab	8,9b
DE(±)	0,02	0,8	0,05	0,3	0,05	0,7	0,09	0,9	0,18	2,7	0,24	0,6
E. medio	25,5	3,4	45,0	3,5	51,2	5,2	102,8b	9,2b	131,8bc	10,2b	136,1bc	8,5b
DE(±)	0,02	0,5	0,05	0,4	0,08	0,8	0,22	1,4	0,12	1,26	0,23	1,9
E. alto	23,0	3,6	45,5	3,4	53,2	5,1	91,8ab	8,2 b	141,7c	9,8b	150,7c	8,8b
DE(±)	0,04	0,5	0,05	0,4	0,04	0,7	0,13	1,6	0,27	2,6	0,25	1,6
EE	0,6	0,1	1,0	0,1	1,2	0,1	3,1	0,26	3,3	0,39	3,4	0,30
P	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	*	*	*	*	*

A= Altura (cm), D= Diámetro (mm), E=Efluente, DE= Desviación estándar, EE=error estándar *Literales diferentes entre líneas presentan diferencias significativas a $P<0,05$.

Cabe señalar que la aplicación del efluente en dicho trabajo fue de tres aplicaciones, el día de la siembra, y a los 21 y 41 días después de sembrado. A diferencia del presente trabajo que se aplicó desde los 9 días y de manera semanal hasta los 51 días.

El rendimiento de biomasa en el cultivo de maíz Nal-tel con el uso de efluentes de biodigestores como fertilizante con diferentes niveles de aplicación se presenta en la tabla 2. La aplicación de efluente de biodigestores incrementó ($P<0,05$) el rendimiento de biomasa total (BS) de maíz Nal-tel de

14,7 a 31,2 cm en el tratamiento SE y en promedio con los tratamientos con efluente respectivamente. Esto indica que mediante el uso de efluente se incrementa alrededor de un 111% la biomasa total del cultivo. No se encontraron diferencias ($P>0,05$) entre los niveles de aplicación de efluente.

De manera similar a la biomasa total, el peso de hoja y tallo fue mayor ($P<0,05$) en los tratamientos efluente bajo (EB), efluente medio (EM) y efluente alto (EA) en comparación con el testigo sin efluente. Sin embargo, el peso de la raíz no muestra diferencias ($P<0,05$) entre tratamientos.



Figura 2 | Crecimiento de maíz utilizando el efluente de biodigestor en el cultivo de maíz.

Tabla 2 | Rendimiento de biomasa (BS) de maíz con aplicación de efluente de biodigestor.

Tratamiento	Peso de biomasa en base seca (g)			
	Hoja	Tallo	Raíz	Total
Sin efluente	3,3±1,0 a	8,0±4,2 a	3,3±2,42	14,7±4,5 a
Efluente bajo	8,0±1,3 b	15,7±2,7 b	6,0±2,7	29,6±4,8 b
Efluente medio	8,7±2,4 b	16,3±5,8 b	4,7±1,6	29,7±8,9 b
Efluente alto	8,3±2,3 b	18,0±,4 b	8,0±6,3	34,3±10,1 b
EE	0,39	0,72	0,74	1,38
Prob.	*	*	NS	*

*Literales diferentes entre líneas presentan diferencias significativas a $P < 0,05$.

El resultado que obtuvo Masino (2010) fue de un incremento de 9,5% en el nivel alto de efluente aplicado por dicho autor que fue de 2 g de N/planta, cantidad cercana a la que se utilizó en el presente trabajo en el tratamiento nivel alto (EA) de 2,45 g de N/planta y con 132% de incremento en el presente trabajo. La mayor respuesta encontrada en el presente trabajo se pudo haber debido a que el efluente se aplicó durante el desarrollo de la planta a diferencia de Masino (2010) que lo aplicó antes de la siembra. Además, la frecuencia de aplicación en el presente trabajo fue mayor. El rendimiento de biomasa en el presente trabajo para el nivel más alto fue de 1 029 kg/ha, en comparación con Masino (2010), que obtuvo un rendimiento en el nivel de fertilización de 9 674 kg/ha, esto se pudo haber debido a la variedad de maíz evaluada y a la densidad de plantas cosechadas. El uso de efluente como fertilizante indica que la planta responde de forma favorable en su biomasa, por lo tanto, el nutriente proveniente del efluente favorece el crecimiento de la planta, sin embargo, no se presenta una mayor respuesta en el rendimiento al aplicar más volumen de efluente. Aunque los resultados encontrados en el presente estudio son favorables, es necesario resaltar que algunas limitantes todavía son necesarias de superar, una de ellas es la presencia de patógenos que ha sido documentado en algunos trabajos (Trejo, 2013).

Conclusiones

El uso de efluente de biodigestor incrementa la biomasa total del cultivo desde la aplicación del nivel bajo.

La aplicación de efluente en el cultivo presentó mejoras en el crecimiento del cultivo en niveles medios y altos.

Agradecimientos

El presente estudio se dedica a la memoria del Dr. Roberto Belmar Casso, por su contribución en el tratamiento de aguas residuales porcinas en México y al presente estudio. Trabajo financiado por el FOMIX CONACYT-Gobierno del Estado de Yucatán-YUC-2011-C09-172008.

Referencias

- Choi, E. (2007). *Piggery Waste Management. Towards a Sustainable Future*, London, United Kingdom: IWA Publishing.
- Masino, A. (2010). *Alternativas de mitigación de los riesgos de contaminación asociados a la actividad porcina*

intensiva: posibilidades de uso de los efluentes porcinos como Biofertilizantes; Proyecto Regional Gestión Ambiental de la provincia de Córdoba, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - INTA.

Negrin-Brito, A. & Jiménez-Peña, Y. (2012). Uso del agua generada en una planta por digestión anaerobia de residual pecuario en la respuesta agronómica del maíz. *Centro Agrícola*, 39(3), 61-67.

Trejo-Lizama W., Belmar Casso, R., Caamal Maldonado A. & Castillo Caamal J. B. (2013). Removal efficiency of organic matter, nutrients and faecal coliforms of wastewater of large pig farms by anaerobic digester in south Mexico: on-farm study. In: *International Conference BCD2013 "Biochars, Composts and Digestates. Production, Characterization, Regulation, Marketing, Uses and Environmental Impact*. Italia.

Presentación de la Red

Grupos de trabajo

Grupo de trabajo de Intercambio de estudiantes y pasantías

El objetivo del grupo es la articulación de las entidades que participan en el marco de la red para llevar a cabo intercambios que contribuyan a la transferencia de conocimiento y fortalecimiento de las actividades de cooperación. El grupo ha explorado diferentes iniciativas para favorecer la movilidad entre las instituciones, dentro de las principales se encuentran: la socialización de convocatorias regionales y/o propias de becas para estudiantes y opciones de movilidad, la construcción de una base de datos de las instituciones que ofrecen intercambios, la socialización de las estrategias de las entidades de la red para recibir o enviar pasantes, la revisión de un convenio marco para facilitar la movilidad de estudiantes y profesores, las investigaciones realizadas en el marco de las movilizaciones, la divulgación de los estudiantes beneficiarios a través de las plataformas de la red, análisis de procesos ya desarrollados y los mecanismos de financiación empleados (convocatorias, recursos de proyectos, recursos de las entidades, etc).

Actualmente, se está adelantando una revisión de literatura para identificar el nivel de cooperación entre entidades de los países de la región, los actores que participan de las cooperaciones entre países, el grado de aplicación de la tecnología de biodigestores en los trabajos realizados y el tipo de biomasa residual utilizado para el proceso. A través de los resultados se identificará el grado de desarrollo, en función de la publicación de resultados, de los países de la región, la interconexión entre las entidades para la aplicación de los biodigestores y su vinculación a la red latinoamericana de biodigestores, lo cual contribuirá a establecer el nivel de penetración de la red en la temática.

Participantes grupo:

Iván Cabeza Rojas, Alfredo Fuentes, Lester Fonseca, Sofía Taday, Gloria Ximena Pedraza (articuladora) y Mario Hernández (articulador)



Presentación de la Red

Grupos de trabajo



Grupo de trabajo laboratorios de digestión anaeróbica

En 2017 se llevó a cabo el 9 Encuentro de la red de biodigestores para Latinoamérica y el Caribe Redbiolac, en la ciudad de Buenos Aires-Argentina. Durante el encuentro referido, se sugirió la idea de hacer un grupo de trabajo (GdT) denominado “laboratorios de digestión anaeróbica”. El grupo inició teniendo como líder al investigador Ricardo Steinmetz adscrito a la empresa brasilera de investigación agropecuaria Embrapa.

Estudio Inter-laboratorial en digestión anaeróbica (2018-2019)

Esta actividad fue liderada por el Doctor Ricardo, y tuvo como objetivo: Conocer la situación actual de desempeño de los laboratorios que desarrollan actividades de investigación y/o análisis en el área de digestión anaeróbica. La actividad fue desarrollada en cuatro etapas: invitación a los laboratorios de Latinoamérica a participar, registro de participantes, distribución de muestras estándar y resultados. Las dos primeras etapas se realizaron a través de correo electrónico durante el año 2017 y 2018. Posteriormente, en 2018, durante el X Encuentro de Redbiolac, en Foz de Iguazú, Brasil, se realizó la distribución de muestras, y se determinó una participación de 24 entidades para esta actividad, en su mayoría universidades latinoamericanas. Los resultados de esta actividad, fueron presentados vía online por el doctor Steinmetz. En la Figura 1 se presenta registro fotográfico de esta actividad.

Proyección del GdT año 2019

Durante el 11 Encuentro de la Redbiolac desarrollado en la ciudad de Varadero, en Cuba, en el año 2019, se consolidó el GdT de laboratorios de digestión anaeróbica y se incorporó como líder de grupo, la investigadora Liliana del Pilar Castro Molano, adscrita a la Escuela de Ingeniería Química de la Universidad Industrial de Santander, en Colombia. Durante el encuentro en Cuba, se incorporaron nuevas universidades y se propusieron las actividades del año 2020, que consistieron en: i) realizar un estado del arte del estado actual de los laboratorios de Latinoamérica, en los cuales se realizan procesos anaerobios y ii) curso sobre potencial de biometanización.



▲ Figura 1 | Registro fotográfico actividad Inter laboratorio.

Estado del arte sobre la experimentación de potencial de biometanización en Latinoamérica

El 18 de mayo del año 2020, se realizó una reunión virtual con todas las personas interesadas en participar en el grupo de laboratorio. En total se sumaron 15 participantes de diferentes países, centros de investigación y universidades. Posteriormente, se realizó una encuesta en un formulario Google form, con el objetivo de realizar intercambio de datos y conocer el estado del arte de los laboratorios de digestión anaeróbica de los miembros de la RedBioLAC. Los resultados de la encuesta serán presentados en un webinar del grupo de laboratorio de enero de 2021.

Curso y Taller: “Potencial de biometanización: Metodología básica para procesos anaeróbicos”

Durante el 23 y 25 de septiembre se desarrolló el curso-taller de referencia con la presentación de los investigadores Sergi Astals de la Universidad de Barcelona, España y Sasha Hafner de Aarhus University. Durante el taller se explicaron los principios básicos de los potenciales de biometanización y manejo y uso de la plataforma OBA, hubo una activa participación de 60 personas. En la Figura 2 se presenta un registro fotográfico de esta actividad. La misión del grupo de trabajo de laboratorio en digestión anaeróbica será fortalecer los laboratorios de Latinoamérica en cuanto a la experimentación, manejo de protocolos propios de los procesos anaeróbicos con rigurosidad y reproducibilidad.

Figura 2 | Registro fotográfico curso taller potencial de biometanización. ►



Grupo de trabajo sobre políticas públicas e incidencia



El biogás es una fuente de energía versátil y puede aplicarse en la generación de energía eléctrica, térmica y vehicular. Además de las aplicaciones energéticas, el proceso de biodigestión permite el uso agronómico del digestato, material que puede utilizarse como biofertilizante. Vemos que el uso de los biodigestores promueve el desarrollo sostenible de diversas actividades y comunidades, propagando diversos beneficios en las esferas económicas ambientales y sociales.

América Latina tiene varias características territoriales, culturales y técnicas, además de necesidades energéticas, que proporcionan condiciones favorables para el desarrollo de proyectos de biodigestión. La existencia de una estructura política y reglamentaria favorece y es muy importante para la consolidación del sector en América Latina.

Para ello se han creado a lo largo de los años varias políticas, programas, leyes y reglamentos para fomentar la instalación de plantas de biogás para el tratamiento adecuado de los residuos, para el uso del digestato y para realizar el uso energético del biogás.

Sin embargo, todavía hay necesidades y cuellos de botella que deben superarse en este sector. Frente a este escenario, el Grupo de Trabajo (GdT) Políticas Públicas e Incidencia ha promovido diálogos, con el fin de explorar y ampliar la percepción de los diversos actores sobre el tema de las políticas que permitan la promoción y ejecución de proyectos de biodigestión.

El GdT Políticas Públicas e Incidencia se centra en la obtención de información sobre el sector, la realización de un diagnóstico general de las políticas en los países de América Latina, la promoción de la interacción de los diversos actores del sector (toda la sociedad civil, organizaciones públicas, ONG, donantes, ministerios, escuelas, grupos comunitarios, etc.) y el agregado para el desarrollo de la biodigestión en sus países y en la región.

Presentación de la Red **Grupos de trabajo**

Grupo de trabajo sobre la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos

La gestión de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) es un problema ambiental y de escala global asociado al crecimiento demográfico, las dinámicas de consumo y el modelo económico, acelerando en gran medida no solo la cantidad sino la calidad de los mismos. Su manejo ha sido visto como un problema que requiere de estrategias sanitarias para la minimización de riesgos sobre la salud pública, la generación de olores y atracción de vectores asociado a los procesos de descomposición de la misma, por lo tanto, enterrarlos en rellenos sanitarios ha sido la formulada aplicada en la mayoría de países sin contar que en muchos aún la quema y los botaderos a cielo abierto son la estrategia que aún se implementa. El factor común de estas estrategias es que dan la espalda al potencial de aprovechamiento de esta biomasa residual, ya sea para su recuperación en la forma de abonos, o su alto potencial de energía química susceptible de ser aprovechada bajo unas condiciones apropiadas y controladas. En este sentido, la primera reflexión es considerar la FORSU no como un problema que merece ser enterrado o quemado, sino como un insumo de un proceso de reciclaje de nutrientes para

los suelos y su producción agrícola, que de paso genera un combustible y otros valores agregados para los entornos urbanos y rurales.

Paralelo a lo anterior, en los entornos urbanos, que son grandes generadores de FORSU, existen enormes demandas de alimentos y agua no contaminada, además de crecientes demandas energéticas en los sectores residenciales, industriales y de servicios; energía eléctrica y térmica, que usualmente es obtenida por procesos que impactan ambientalmente como son las hidro y termoeléctricas, la explotación de reservas de gas, o aún peor, centrales termoeléctricas.

Existen diferentes técnicas para la valorización de estos residuos y su re-incorporación al sistema productivo, entre estas se encuentran procesos biológicos como la digestión anaerobia, la cual permite la producción de biogás y biometano.

Este grupo de trabajo (GdT FORSU) se concentra en explorar y proponer alternativas para la valorización de estos residuos por medio de la digestión anaerobia, entender su generación, la logística que implica su potencial aprovechamiento por parte de los ciudadanos, tanto como de las entidades públicas, la concepción de los reactores y las plantas de tratamiento, y el aprovechamiento del biogás y del biol generados en el proceso.



Presentación de la Red **Grupos de trabajo**

Grupo de trabajo de biodigestores de escala doméstica

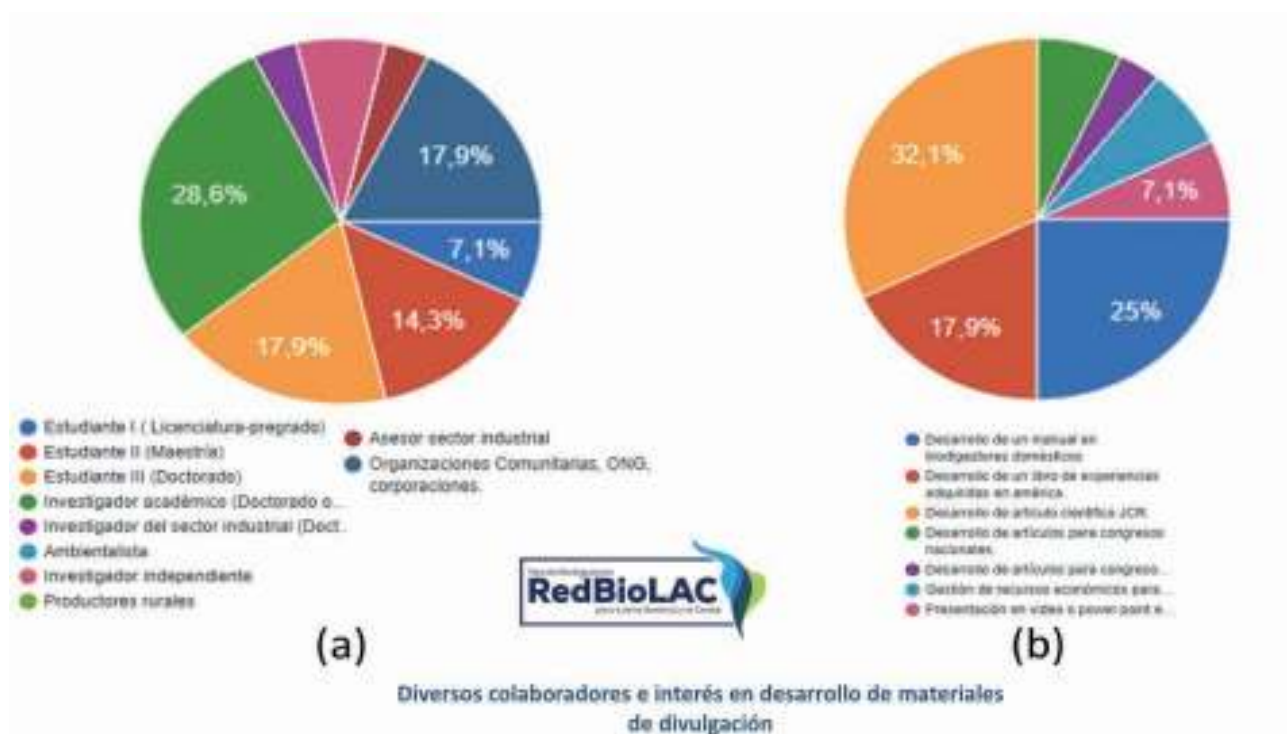
El grupo se conformó como resultado de las mesas de trabajo que se plantearon en el XI Encuentro en Cuba en 2019. A principios de 2020, se consultó con todos los miembros de la RedBioLAC acerca del interés en apoyar las actividades que se habían planteado y se logró vincular a 72 personas. Tenemos un grupo articulador conformado por cinco personas: Gloria Ximena Pedraza Ordóñez (Colombia), Dr. Santiago Gutierrez Vargas (México), Edwin Alfonso Zelaya Benavidez (México), David Parra (Colombia) y Adriano Ferrarez (Brasil).

Vemos la necesidad de compartir con la comunidad de la RedBioLAC las experiencias sobre los biodigestores de escala doméstica desde los diferentes países de Latinoamérica y el Caribe para saber en qué estamos todos acerca de la tecnología ya que tenemos una diversidad de condiciones tanto técnicas como socioeconómicas, políticas

y ambientales, que sólo el esfuerzo en red a través de acciones concretas permitirá el intercambio de conocimiento y la aplicación de los biodigestores en nuestras regiones.

Las principales actividades que se han desarrollado son: conferencias para compartir experiencias de los miembros, documentos, videos y presentaciones aportados por algunos miembros, reuniones informativas acerca de la organización y acciones de los grupos y avances y herramientas disponibles en la RedBioLAC. En la actualidad, se comenzó el proceso de estructuración de materiales divulgativos sobre el estado del arte acerca del crecimiento y evolución del conocimiento en el tema de biodigestores de escala doméstica.

Pensamos concentrarnos en la recopilación de información para el wikiblog de la RedBioLAC en cuatro temas principales con la idea de intercambiar el conocimiento entre los diferentes países participantes que son: avances en biodigestores de escala doméstica/tipos de biodigestores, lecciones aprendidas, sustratos convencionales y no convencionales.



Continúa...

Presentación de la Red Grupos de trabajo

Conferencia online 01/2020

GRUPO DE TRABAJO
BIODIGESTORES DE ESCALA DOMÉSTICA



Biodigestor prefabricado en México: Éxitos y fracasos aprendidos en la tropicalización de tecnología del sur al norte en América

Universidad Politécnica de Guanajuato y la Universidad Incarnet Word Campus Bajío.



Conferencista:
Santiago Gutiérrez- México
Universidad Politécnica de Guanajuato



Fecha: 10/06/2020
Hora: 14 h - México, Colombia, 3 pm Chile,
4 pm Argentina-Brasil



Link para la conferencia:
meet.google.com/gth-xshm-tcy

Los esperamos!



Conferencia online 02/2020

GRUPO DE TRABAJO
BIODIGESTORES DE ESCALA DOMÉSTICA



"Experiencias sobre instalación y manejo de biodigestores de pequeña escala en Nicaragua y México"



Conferencista:
Edwin Alfonso Zelaya
Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional del Instituto Politécnico Nacional (CIIDIR IPN), Oaxaca, México



Fecha: 01/07/2020
Hora: 15 h -México, Colombia



Link para la conferencia:
meet.google.com/ecy-odbs-bzc

Los esperamos!



Presentación de la Red Grupos de trabajo



Grupo de trabajo de Bioles

A principios de 2020, se consultó con los miembros de la RedBioLAC acerca del interés de ampliar y profundizar el trabajo en torno a los bioles logrando la vinculación de 21 personas. Tenemos un grupo articulador conformado por Yuditanduly Acuña Monsalve (Colombia), Gabriela Bonassa (Brasil) y Laura Marcela Mantilla (Colombia). El grupo se conformó como respuesta a la necesidad de compartir con la comunidad de la RedBioLAC y los diferentes usuarios de la tecnología, las experiencias sobre el uso del biol en los países de Latinoamérica y el Caribe. La finalidad es conocer nuestras actividades actuales en cuanto a la tecnología, porque tenemos una diversidad de condiciones para que el uso del biol en sectores rurales sea más explorado.

El enfoque del grupo de trabajo es, principalmente, la recopilación de información para el wikibiogás y los diferentes eventos de divulgación de la RedBioLAC, sobre características, aplicaciones, alternativas de gestión y tecnologías asociadas al mejoramiento del biol. Las actividades desarrolladas por el grupo hasta el momento son conferencias para compartir experiencias de los miembros, presentaciones y documentos aportados por los miembros y reuniones informativas acerca de la organización.

En la actualidad, se comenzó el proceso de estructuración de materiales divulgativos sobre estados del arte y la elaboración de una base de datos que permita intercambiar el conocimiento, entre los diferentes países participantes, en torno a las experiencias de gestión del biol, para que de esta manera los usuarios identifiquen la mejor alternativa que se ajuste a sus necesidades e intereses.

AHORRA DINERO SALVANDO AL PLANETA



ENDLESS
SOLUTIONS

HOME BIOGAS® es un biodigestor sellado herméticamente al que entran desechos orgánicos como desperdicios de comida, rastrojos de siembra, estiércol, entre otros.

En el interior del biodigestor ocurre un proceso de biodigestión anaerobio y así, las bacterias descomponen los desechos orgánicos en un proceso natural.

Gracias a la tecnología de **HOME BIOGAS** este proceso, **genera energía para cocinar y fertilizante líquido orgánico.**



A - Desechos orgánicos
B - Biodigestor
C - Gas para cocinar y fertilizante líquido orgánico

NO HUELE MAL

RETORNO DE TU INVERSIÓN EN MENOS DE TRES AÑOS
(SÓLOMENTE CONSIDERANDO EL AHORRO EN GAS)

¿Quieres **ahorrar el 98%** en tu pago de luz?

Con nuestros paneles solares puedes transformar energía solar en electricidad y así disminuir tus gastos en consumo de luz.



ENDLESS
SOLUTIONS

Contáctanos y obtén más información sobre **HomeBioGas** y otros productos sustentables en:

 endlessolutions.com

 eco@wingendlessolar.com

 (50) 19510288
(51) 54379584

ÚNETE A LA RED DE
DISTRIBUCIÓN DE



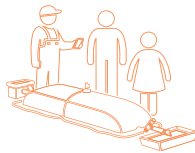
SISTEMA.bio[®]
NO HAY DESECHOS, SOLO RECURSOS



Experiencia
con más de
17,000
sistemas instalados
en **4 continentes**



Soporte de marca
global



Entrenamiento
técnico
y de ventas



Paquete tecnológico
llave en mano



Plataforma digital de
manejo de datos

BUSCAMOS ALIADOS
y distribuidores para Latinoamérica
¡Contáctanos!



www.sistema.bio

ventas@sistemabiobolsa.com



Sistema Biobolsa



CONSEJO INTERAMERICANO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
Y TECNOLÓGICAS
"Rafael Ángel Calderón Fournier"

