



Evaluación de lodos digeridos, estiércol porcino y vacuno como inóculos para digestión anaerobia

Evaluation of digested sludge, pig and cattle manure as inocula for anaerobic digestion

Euclides Deago^{1,3,4}, Marian Ramírez^{1,3,4}, Astrid Carson^{1,2,4}, Andrea Chong^{1,2}, Kristel Gómez^{1,2}*

¹ Universidad Tecnológica de Panamá, ² Facultad de Ingeniería Mecánica, ³ Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, Universidad Tecnológica de Panamá, ⁴ Grupo de Investigación Biosólidos

*Autor de correspondencia: euclides.deago@utp.ac.pa

RESUMEN. En Panamá existe un alta de generación de residuos orgánicos que contaminan el ambiente y no se aprovechan. Es por ello, que se plantea esta investigación consistente en evaluar tres tipos de residuos orgánicos abundantes en Panamá, para usarlos como posibles inóculos para la generación de biogás, por medio de digestión anaeróbica. Los residuos estudiados fueron: lodos digeridos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Juan Díaz, estiércol vacuno y estiércol porcino. Se compararon los desempeños de cada residuo como inóculo para la digestión anaerobia en condiciones mesofílicas, considerando la producción y composición del biogás generado. Los lodos digeridos presentaron el mayor rendimiento, con una producción acumulada de metano de 38.91 mL CH₄/g SV, superando significativamente a los otros inóculos. A partir de las caracterizaciones fisicoquímicas iniciales y finales, se identificaron posibles causas de la inhibición en el estiércol vacuno y del bajo rendimiento en el estiércol porcino. Adicional, se realizó un análisis fisicoquímico de los digestatos generados para evaluar su posible aplicación agrícola. Los resultados mostraron concentraciones elevadas de nitrógeno total y carbono orgánico total, en comparación a las muestras iniciales, lo que respalda esta alternativa. Aunque se requieren de más ensayos para generalizar los resultados, demuestra que la digestión anaerobia es una estrategia de valorización de residuos orgánicos. Este estudio respalda la necesidad de desarrollar futuras investigaciones orientadas a mejorar la producción del biogás y la calidad del digestato por medio de estrategias como la codigestión, aportando a una mejor gestión de residuos en el país.

Palabras clave. Biogás, digestato, digestión anaerobia, inóculo.

ABSTRACT. In Panama, a substantial amount of organic waste is generated, much of which remains underutilized and contributes to environmental pollution. This study evaluated three abundant organic residues—digested sludge from the Juan Díaz Wastewater Treatment Plant (WWTP), cattle manure, and swine manure—as potential inocula for biogas production through anaerobic digestion. Under mesophilic conditions, their performance was compared in terms of biogas yield and composition. Digested sludge achieved the highest methane yield (38.91 mL CH₄/g VS), significantly outperforming the other inocula. Physicochemical analyses before and after digestion identified possible inhibitory factors in cattle manure and the low performance of swine manure. Additionally, the digestates were analyzed for their potential agricultural applications, revealing increased concentrations of total nitrogen and total organic carbon relative to the initial samples. Although further trials are required to confirm these findings, the study demonstrates the promise of anaerobic digestion as a strategy for organic waste valorization and highlights the need for research on co-digestion and other approaches to enhance biogas production and digestate quality.

Keywords. Biogas, digestate, anaerobic digestion, inoculum.

Citación: E. Deago, M. Ramírez, A. Carson, A. Chong y K. Gómez, “Evaluación de lodos digeridos, estiércol porcino y vacuno como inóculos para digestión anaerobia”, *Revista de I+D Tecnológico*, vol. 22, no. 1, pp. (0), 2025.

Tipo de artículo: Original. **Recibido:** 22 de octubre de 2025. **Recibido con correcciones:** 23 de enero de 2026. **Aceptado:** 26 de enero de 2026.

DOI:

Copyright: 2026 E. Deago, M. Ramírez, A. Carson, A. Chong y K. Gómez. This is an open access article under the CC BY-NC-SA 4.0 license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>).

1. Introducción

Gestionar adecuadamente los residuos sólidos en Panamá se ha convertido en todo un desafío, no solo en la ciudad sino también en el interior de nuestro país. Las malas prácticas, como la acumulación en vertederos [1], [2] y la disposición en suelos y cuerpos de agua, generan efectos negativos en el medio ambiente y en la salud pública. Un ejemplo reciente es la contaminación de los ríos La Villa y Estibaná, atribuida en parte al mal manejo de residuos pecuarios, especialmente estiércol animal [3]. En estas zonas rurales y productivas del país, el manejo inadecuado de los residuos pecuarios contribuye a la generación de gases de efecto invernadero, como lo son el metano (CH_4) y los óxidos de nitrógeno, además de contaminar el suelo y los cuerpos de agua a través de la lixiviación de nutrientes [4], [5]. En tanto, en la capital, la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Juan Díaz genera alrededor de 110 toneladas diarias de lodos digerido, que son depositados en el Cerro Patacón sin ningún tipo de valorización [6].

Frente a este desafío, la digestión anaeróbica se presenta como una alternativa para manejar estos residuos orgánicos, ya que permite reducir o eliminar la contaminación de cuerpos de agua y mitigar el impacto negativo a la calidad del aire [7]. Este proceso consiste en una fermentación microbiana en ausencia de oxígeno, que se desarrolla en cuatro etapas sucesivas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis [8], [9]. Como resultado, se produce biogás, compuesto principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), y un subproducto líquido o semisólido denominado digestato [10].

En este contexto, uno de los elementos más importantes en el proceso es el inóculo, que viene siendo la población de microorganismos que se introduce en el medio y que es responsables de iniciar y sostener la digestión [10], [12]. Una buena selección del inóculo puede propiciar una producción óptima de metano [11].

Este estudio busca evaluar la generación de biogás y rol de inóculo de tres residuos orgánicos abundantes y poco aprovechados en el país: lodos digeridos de la PTAR de Juan Díaz, estiércol vacuno y estiércol porcino. Además, se analiza de manera preliminar el digestato generado, con el propósito de promover un modelo de economía circular en el que incluso los subproductos del proceso se mantengan dentro del ciclo productivo el mayor tiempo posible [12].

2. Metodología

2.1. Ubicación experimental

La preparación de muestras, análisis de parámetros fisicoquímicos y los ensayos metanización se llevaron a cabo en el Laboratorio de Biosólidos del Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas (CIHH) de la Universidad Tecnológica de Panamá en la sede de Tocumen.

2.2. Muestreo de inóculos

Las muestras utilizadas como inóculo en este estudio fueron obtenidas de tres fuentes distintas de origen nacional. Los lodos digeridos se recolectaron en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Juan Díaz, ubicada en la Ciudad de Panamá, específicamente en la salida de la unidad de digestión anaerobia, justo antes del punto de descarte de los lodos. El estiércol vacuno fue obtenido de una finca ganadera dedicada a la producción de carne bovina, localizada en Penonomé, provincia de Coclé. Y el estiércol porcino se recolectó en una unidad de producción porcina de carácter doméstico-comercial situada en Las Margaritas, distrito de Chepo, provincia de Panamá. Tras su recolección, las muestras fueron colocadas en recipientes plásticos herméticos y transportadas al laboratorio donde se almacenaron a una temperatura aproximada de -4 °C, con el fin de inhibir la actividad microbiana y preservar las propiedades del inóculo hasta su utilización en los ensayos [13].

2.3. Caracterización de muestras

Durante la fase experimental, se realizó la caracterización fisicoquímica de los inóculos por medio de métodos estandarizados antes de iniciar el ensayo y del digestato generado al finalizar la operación de los reactores anaeróbicos. Los parámetros pH y Potencial de Oxidación-Reducción (ORP) se obtuvieron de forma directa usando un medidor Acor Series pH 6 Oakton equipado con electrodo de punta de lanza y electrodo ORP-14 de plata/cloruro de plata, respectivamente.

La determinación de Sólidos Totales (ST) y Sólidos Volátiles (SV) se realizaron según Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [14]. La Alcalinidad, Ácidos Grasos Volátiles (AGV), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT), Nitrógeno Total (NT) y Amonio (NH_3) se analizaron empleando los métodos 10239, 10240, 8000, 10128, 10208 y 10205, respectivamente, mediante kits HACH TNTplus® y procedimientos estandarizados de la

marca. Todas las muestras fueron centrifugadas a 6000 rpm durante 10 minutos.

2.4. Montaje de ensayo de metanización con sistema Oxitop®

Para evaluar la producción de biogás, se utilizaron reactores batch junto con el sistema Oxitop®, el cual permite la medición manométrica del gas generado mediante el registro de la presión interna en los reactores. Como se muestra en la Figura 1 este sistema está compuesto por botellas de 250 mL equipadas con cabezales digitales capaces de registrar los cambios de presión producidos durante la digestión anaerobia. En el interior de cada botella se colocaron trampas llenas con perlas de hidróxido de sodio (NaOH), ubicadas en la salida principal y una de las salidas septum, con el objetivo de remover el dióxido de carbono (CO_2) generado y permitir la medición neta del gas metano (CH_4) [15].

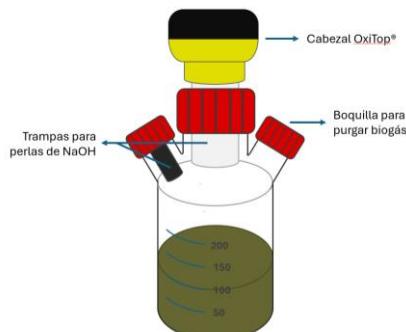


Figura 1. Diagrama de reactor batch con sistema Oxitop®.

Para evitar sobrepresión y garantizar un espacio adecuado para el almacenamiento de biogás, se dejó un volumen libre del 60 %, seleccionando un volumen útil de 100 mL por reactor. En el caso de estiércol vacuno y porcino, se utilizaron 50 g de inóculo por cada 50 mL de agua destilada. Para los lodos digeridos, se siguió la recomendación de no diluir estos más de un tercio de su volumen total [16]. En la Figura 2, se pueden diferenciar los inóculos, apreciable por la variación en la coloración de los contenidos en los reactores.



Figura 2. Montaje de reactores batch con lodos digeridos, estiércol vacuno y estiércol porcino como inóculos.

La preparación de los reactores inició con la medición de la masa del inóculo a utilizar para mantener una relación masa/volumen constante en todos los reactores. A continuación, se colocó un agitador magnético dentro de cada reactor y se transfirió la muestra. Luego, se insertaron trampas de polipropileno con perlas de hidróxido de sodio (NaOH) para la captura de CO_2 y se acopló el cabezal digital Oxitop®. Cada cabezal fue programado y activado utilizando el controlador OC110 para iniciar la recolección de datos. Finalmente, los reactores fueron ubicados sobre una plataforma agitadora dentro de una incubadora ajustada a 30 °C [15].

La temperatura seleccionada de 30°C pertenece al rango promedio registrado en la Ciudad de Panamá, ya que en el ensayo se desea simular condiciones de operación a temperatura ambiente. Aunque las condiciones termofílicas presentan ventajas como una mayor reducción de patógenos y mayor degradación de la materia orgánica, las condiciones mesofílicas (25–40 °C) ofrecen mayor estabilidad operacional y robustez del sistema [17], [18].

Los ensayos se realizaron por triplicado durante un periodo de 15 días. La agitación se llevó a cabo de forma magnética a 180 rpm, y manualmente dos veces al día, para favorecer el contacto entre la materia orgánica y los microorganismos, así como la liberación del biogás al espacio de cabeza [19].

Una vez alcanzado el punto máximo de presión interna, los gases fueron purgados hacia bolsas Tedlar® de 1 L de capacidad, conectadas a la salida septum sin trampa de NaOH. La conexión se realizó mediante una aguja acoplada a un tubo plástico, asegurado con zunchos para garantizar la hermeticidad del sistema [20].

2.5. Cálculo de Potencial Bioquímico de Metano

El potencial bioquímico de metano (PBM) se determina mediante el método manométrico, el cual permite cuantificar la producción de metano registrando el incremento de presión generado por la producción de

biogás [19]. La metodología de cálculo se basa en las ecuaciones propuestas por Cárdenas-Cleves et al. [21], donde a partir de los datos de presión obtenidos durante el ensayo, se calcula el volumen de metano producido en condiciones estándar y el volumen de metano disuelto. Para ello, se consideran las condiciones experimentales, la constante de los gases ideales y el coeficiente de solubilidad del metano. Finalmente, el PBM se obtiene al relacionar el volumen total de metano producido con la masa inicial de sólidos volátiles (SV) presentes en el sustrato, expresándolo como volumen de metano por gramo de SV (L/g SV).

2.6. Modelo de Gompertz Modificado

El modelo de Gompertz modificado describe la tasa de producción acumulada de metano durante el proceso de digestión anaerobia asumiendo que sigue una curva sigmoide, donde la tasa de producción está relacionada exponencialmente con la actividad de las bacterias metanogénicas involucradas en el proceso [22].

A partir de este modelo, representado en la ecuación (1), se pueden estimar parámetros claves como máxima producción acumulada de metano, tasa máxima de producción y fase de latencia, que corresponde al tiempo que requieren los microorganismos para aclimatarse al nuevo entorno antes de iniciar la producción de biogás. Esto nos permite comparar una predicción teórica con los datos empíricos del ensayo [22].

$$G(t) = G_0 \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{R_{\max} \cdot e}{G_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (1)$$

Donde:

$G(t)$: producción acumulada de metano (mL CH₄/g SV)

G_0 : PBM registrado al finalizar el ensayo (mL CH₄/g SV)

R_{\max} : tasa máxima de producción de metano (mL CH₄/g SV·día)

λ : fase de latencia (días)

t : tiempo (días)
 e : exp (1) = 2.7183

2.7. Análisis del biogás

La composición del biogás almacenado en las bolsas Tedlar® se determina utilizando el medidor de composición de gases Gasboard – 3200 Plus®. Este equipo permite analizar las concentraciones de CH₄, CO₂ y H₂S. Durante la extracción del gas de las bolsas para su análisis, es fundamental utilizar un filtro de humedad para garantizar el desempeño óptimo del equipo.

3. Resultados y discusión

3.1. Caracterización fisicoquímica inicial

Ambas muestras de estiércol presentaron un contenido elevado ST, con valores de 215 ± 12.49 g/L ($21.5 \pm 1.28\%$) para el estiércol vacuno y 197 ± 13.11 g/L ($19.7 \pm 1.43\%$) para el estiércol porcino. Igualmente registraron altos contenidos de SV, alcanzando 174.8 ± 12.10 g/L ($81.2 \pm 0.89\%$ de los ST) en el caso del estiércol de vacuno y 156.8 ± 7.78 g/L ($79.7 \pm 1.77\%$ de los ST) para el estiércol porcino, lo que indica una alta proporción de materia orgánica biodegradable en ambos residuos. En cambio, los lodos digeridos mostraron un contenido significativamente menor de ST, con 35.7 ± 1.15 g/L ($3.6 \pm 0.12\%$), y aunque el porcentaje de sólidos volátiles respecto a los sólidos totales fue también elevado ($80 \pm 5.13\%$), su concentración absoluta, 28.5 ± 1.00 g/L SV, fue considerablemente inferior a la del estiércol vacuno y porcino.

La Tabla 1 presenta los parámetros fisicoquímicos de los inóculos antes y después del ensayo de digestión anaerobia. En esta sección se analizan los parámetros iniciales. En los tres inóculos, el pH inicial se encuentra en el rango óptimo para el crecimiento de las bacterias fermentativas responsables de la descomposición de la

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos iniciales y finales de los inóculos

Parámetro	Unidad	Estiércol vacuno		Estiércol porcino		Lodos digeridos	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
pH	-	6.74	6.35	6.98	7.23	6.95	9.07
ORP	mV	-194	-326	-478	-404	-340	-514
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	2830	4140	4385	4960	2170	3970
AGV	mg/L	5220	13700	6450	18970	295.5	2440
DQO	mg/L	19800	33900	23000	34000	1105	11775
Nitrógeno total	mg/L	629	1014	1258	2520	574	1092
Carbono Orgánico Total	mg/L	3570	9210	5400	12120	270	1305
Ammoniaco	mg/L NH ₃	158.4	502	858	1296	700	1218

materia orgánica [23], como presenta la Figura 3. Además, los valores observados se sitúan entre 6.5 y 7.2, intervalo ideal para el desarrollo y rendimiento óptimo de las bacterias metanogénicas [24]. El ORP funciona como indicador de la presencia o ausencia de oxígeno disuelto en el reactor. Los valores inferiores a -100 mV indican que el entorno se encuentra en una condición anaerobia [25].

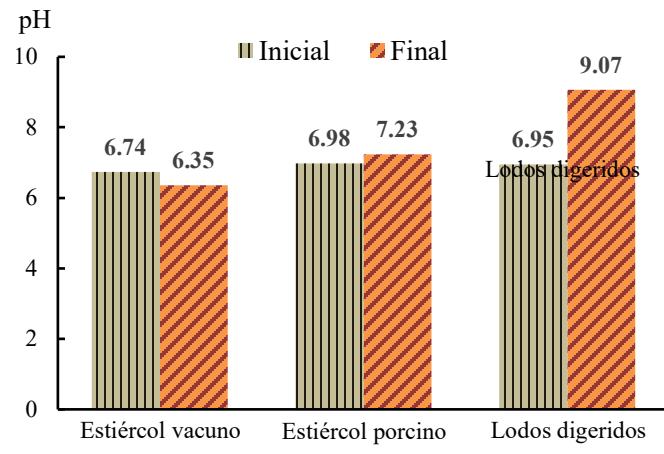


Figura 3. Resultados de pH de muestras iniciales y digestatos.

Los parámetros de AGV, DQO y COT son más elevados en los estiércoles, como se muestra en las Figuras 4, 5 y 6. Para el primero, aunque son intermediarios esenciales en el proceso, su acumulación en exceso podría inhibir el proceso [23], [24]. En cuanto a DQO y COT, ambos indican que cuenta con elevada concentración de materia orgánica disponible para ser transformada en biogás.

Respecto al nitrógeno total, tanto el estiércol vacuno como los lodos digeridos presentan concentraciones similares y moderadas, mientras que el estiércol porcino exhibe un contenido más elevado, como se muestra en la Figura 7. En el caso del amoníaco, el estiércol porcino y los lodos digeridos presentan concentraciones más elevadas en comparación al estiércol vacuno. Sim embargo, para los tres inóculos, la concentración de amoníaco se mantuvieron por debajo de 2 g/L, umbral a partir del cual podría inhibirse la actividad metanogénica [23].

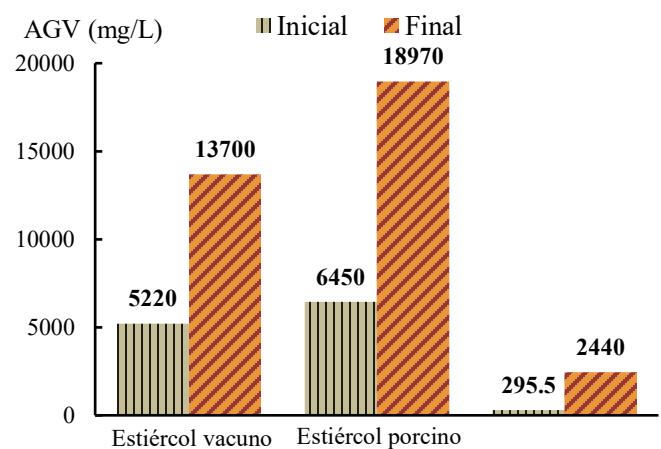


Figura 4. Resultados de AGV de muestras iniciales y digestatos.

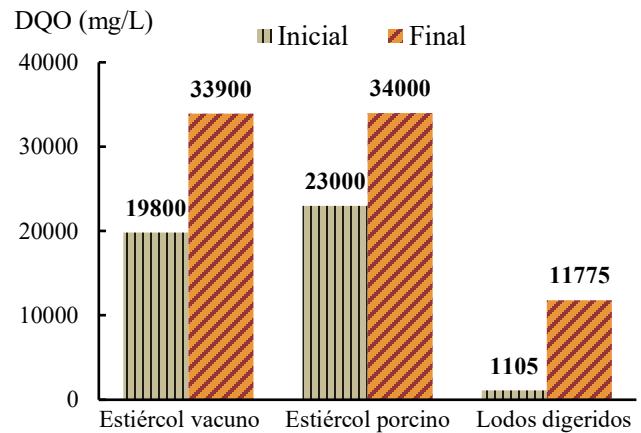


Figura 5. Resultados de DQO de muestras iniciales y digestatos.

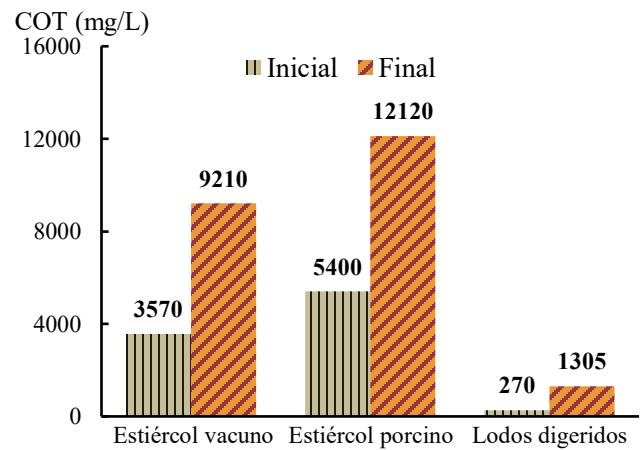


Figura 6. Resultados de COT de muestras iniciales y digestatos.

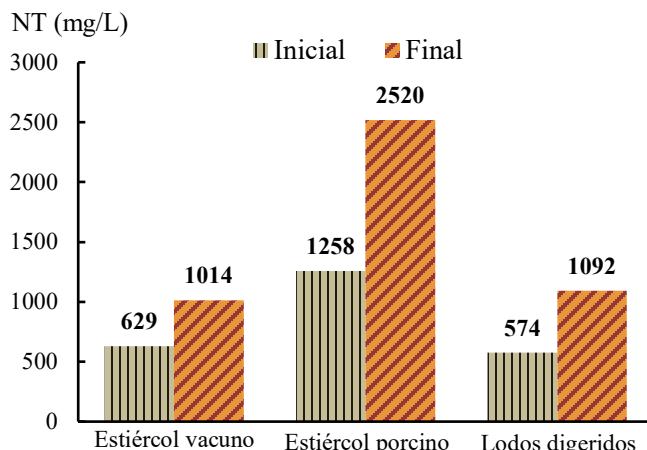


Figura 7. Resultados de Nitrógeno Total de muestras iniciales y digestatos.

3.2. Evaluación del Potencial Bioquímico de Metano

El ensayo de producción de biogás se realizó por triplicado para cada tipo de inóculo. En todos los casos, dos de los reactores mostraron curvas de acumulación de metano con comportamientos y valores similares, mientras que el tercero presentó un valor significativamente inferior. Esta variabilidad entre réplicas, a pesar de mantener condiciones experimentales homogéneas, es consistente con lo reportado en la literatura por la naturaleza biológica de los ensayos anaerobios en ensayos tipo batch [19], [26].

En el caso del estiércole vacuno, el ensayo fue detenido día 10 debido a que presentó estabilización temprana de la presión, lo que sugería un cese de la producción de biogás. Al realizar la caracterización final, el pH se encontraba por debajo del valor inicial, como se muestra en la Figura 3, lo que es consistente con una inhibición por la acumulación de AGV. Es importante recalcar que los ensayos se basan en una muestra representativa por cada inóculo. Factores como especie, edad y dieta del animal, almacenamiento del estiércole y el clima pueden influir en la composición del estiércole [7]. Por tanto, se requieren estudios adicionales para confirmar si esta inhibición es una tendencia general o un caso puntual.

La Figura 8 muestra las curvas de PBM para cada inóculo, promediando los datos de las dos réplicas más consistentes. Cada curva fue obtenida a partir del promedio de los valores de los dos reactores que mantenían comportamientos similares. Los lodos digeridos presentaron el mayor rendimiento, con un valor de 38.91 ± 2.05 mL CH₄/g SV. En comparación, el estiércole porcino alcanzó 8.11 ± 0.94 mL CH₄/g SV y el estiércole vacuno 3.07 ± 0.74 mL CH₄/g SV.

Estos resultados concuerdan con estudios previos que indican que los lodos digeridos, al contener microorganismos aclimatados por un proceso de digestión previo, promueven una mayor actividad metanogénica [19], [27]. También se ha documentado que sistemas con bajo contenido de sólidos totales (ST), como el de los lodos digeridos, tienden a generar menores concentraciones de AGV, lo que favorece el rendimiento del proceso [28].

Para los lodos digeridos de la PTAR de Juan Díaz se han reportado valores de PBM de 26.07 mL CH₄/g SV a 28 °C y 52.60 mL CH₄/g SV a 35 °C al día 15 del ensayo [20]. El valor obtenido en este estudio se encuentra dentro de ese intervalo, lo cual es consistente con la temperatura de operación empleada de 30°C. Otro estudio realizado en Cali, Colombia, que utilizó lodos del digestor anaerobio de la PTAR de la ciudad, reportó un PBM de 27.06 mL CH₄/g SV al día 40 [29], valor por debajo del obtenido en este estudio, pero en un rango cercano.

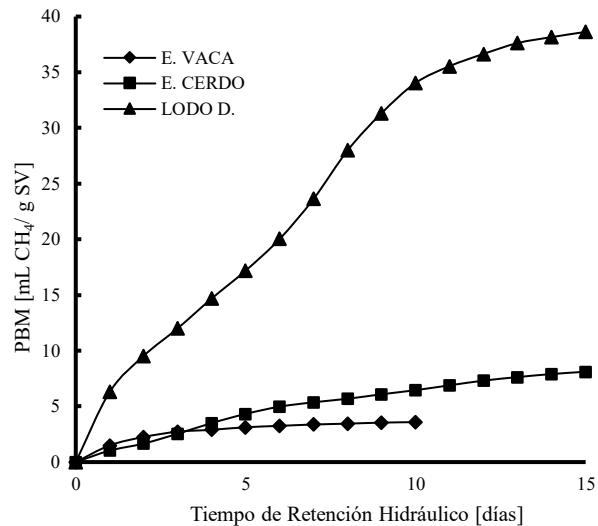


Figura 8. PBM de estiércole vacuno, estiércole porcino y lodos digeridos.

Los valores reportados en la literatura para estiércole vacuno y estiércole porcino son mayores a los obtenidos en este estudio, principalmente por las diferencias en las condiciones de operación empleadas. Para este ensayo se utilizó un sistema húmedo, pero según la cantidad de ST de la muestra es recomendado un tipo de sistema: sistema húmedo ($\leq 10\%$ ST), semiseco (10-20% ST) y seco ($\geq 20\%$ ST) [30], [31]. Dado que el estiércole porcino y vacuno presentan concentraciones de ST de sistemas semisecos y secos, respectivamente, es posible que el bajo rendimiento se deba, en parte, al uso de un sistema no adecuado. Un estudio que implementó un sistema

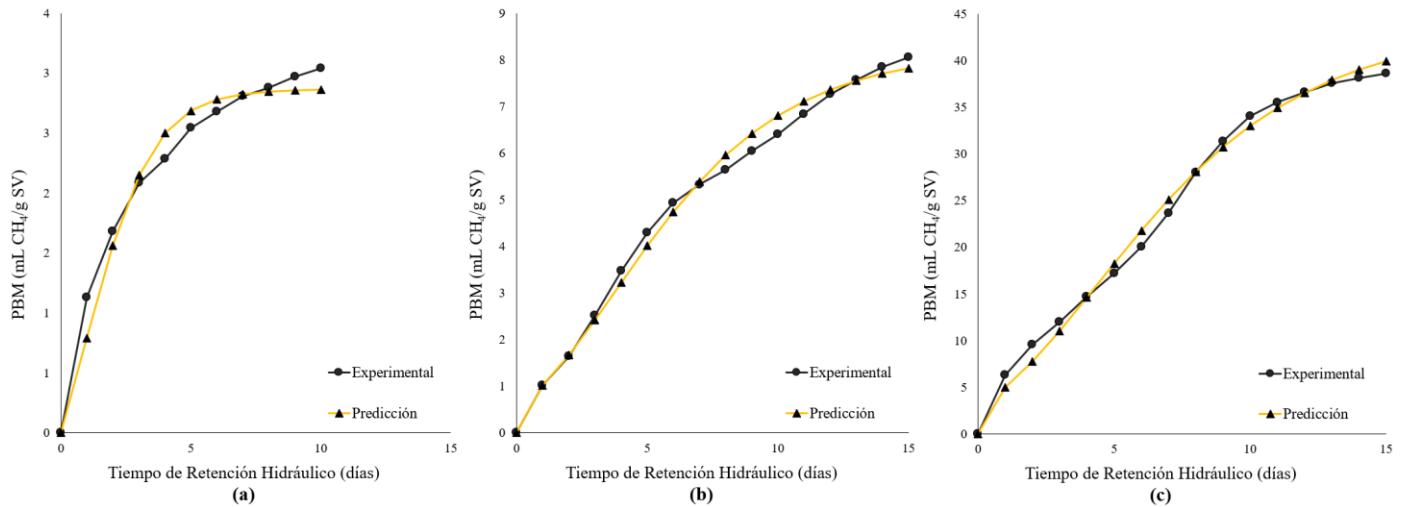


Figura 9. Ajustes del modelo Gompertz modificado a los datos experimentales de producción acumulada de metano: (a) estiércol vacuno, (b) estiércol porcino y (c) lodos digeridos.

semiseco reportó producciones de 54.3 mL CH₄/g SV para estiércol vacuno y 103.0 mL CH₄/g SV para el estiércol porcino a un temperatura de operación de 37°C [32]. Aunque la temperatura de operación es mayor, estos resultados sugieren que la implementación de un sistema acorde al contenido de sólidos puede incrementar el desempeño del proceso.

3.3. Análisis con modelo de Gompertz modificado

La Figura 9 presenta la comparación entre las curvas de la producción acumulada de metano obtenidas a partir de los valores experimentales y las predicciones del modelo de Gompertz modificado. En los tres inóculos evaluados, la fase de latencia resultó $\lambda = 0$, lo cual sugiere que los microorganismos presentes iniciaron la producción de metano sin requerir una fase de aclimatación. En cuanto al valor G_0 , que representa el valor máximo de producción de metano de la predicción, este fue inferior al valor máximo experimental para el estiércol vacuno, 2.86 mL CH₄/g SV, y para el estiércol porcino, 8.22 mL CH₄/g SV. En el caso de los lodos digeridos, G_0 fue superior al experimental registrado, con un valor de 43.72 mL CH₄/g SV, lo que indica que, si no se hubiera interrumpido el ensayo al día 15, el reactor podría haber alcanzado una producción de metano aún mayor. Respecto a la tasa máxima de producción de metano, R_{max} , los lodos digeridos mostraron el valor más alto, 3.65 mL CH₄/g SV·día, lo que evidencia un mejor desempeño como inóculo frente a los otros evaluados. Por su parte, el estiércol porcino y el estiércol vacuno

presentaron tasas de producción más bajas, de 0.81 y 0.79 mL CH₄/g SV·día, respectivamente.

Por medio del coeficiente de determinación, R^2 , se refleja un alto grado de ajuste entre los datos experimentales y las predicciones del modelo para los tres inóculos. El estiércol vacuno presentó un R^2 de 0.9745, mientras que el estiércol porcino y los lodos digeridos alcanzaron valores de 0.9929 y 0.9942, respectivamente. Estos valores indican que el modelo describe adecuadamente el comportamiento de la producción de metano, con una precisión destacada en los casos del estiércol porcino y los lodos digeridos.

3.4. Composición del biogás

Los resultados obtenidos respecto a la composición del biogás reflejan diferencias significativas en la actividad microbiológica de los inóculos evaluados. Las muestras de estiércol vacuno no mostraron producción de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) ni sulfuro de hidrógeno (H₂S), indicando baja actividad microbiológica durante el ensayo. El biogás generado a partir del estiércol porcino alcanzó un contenido de 9.67 % de CH₄, 0.335 % de CO₂ y 13 ppm de H₂S. Estos valores sugieren una actividad microbiológica moderada, aunque limitada en cuanto a la calidad del biogás producido. El lodo digerido mostró el mayor porcentaje de metano, con 19.21 % de CH₄, y valores prácticamente nulos de CO₂ (0 %) y H₂S (1 ppm), lo cual indica una mayor eficiencia del proceso de digestión en este caso comparado a los otros dos estudiados.

La calidad del biogás está directamente relacionada con el grado de degradación de la materia orgánica, lo cual suele reflejarse en una disminución de la demanda química de oxígeno (DQO) [33]. Sin embargo, como se observa en la caracterización final de las muestras en la Tabla 1, el DQO aumentó en lugar de disminuir, lo que sugiere que la degradación de la materia orgánica no fue adecuada y puede explicar los bajos porcentajes de metano, especialmente en el caso del estiércol vacuno y del porcino.

Cabe destacar que el elevado contenido de H₂S en el biogás producido por el estiércol porcino representa un riesgo para su uso directo por su carácter corrosivo. Requiere de pretratamientos o del uso de filtros antes de cualquier aplicación del biogás para garantizar su utilización de forma segura previniendo daños en sistemas y equipos.

3.5. Análisis del digestato como producto de valor

Los parámetros fisicoquímicos de los digestatos obtenidos en los ensayos se presentan en la Tabla 1. Se observa un incremento en la concentración de nitrógeno total, que también se puede apreciar en la Figura 7, especialmente en los digestatos provenientes del estiércol porcino y lodos digeridos. Este comportamiento coincide con lo reportado en la literatura, que el digestato es rico en nutrientes con potencial para ser utilizado como fertilizante orgánico [7], [33]. En cuanto a nitrógeno, su forma de amonio (NH₄⁺) es la más asimilable por las plantas. Estudios han reportado que el amonio puede representar entre el 40 y el 80% del contenido de nitrógeno [34], [35]; mientras que el resto se encuentra principalmente como amoniaco (NH₃), que es más volátil y puede perderse fácilmente en el ambiente [36]. La proporción de nitrógeno en forma de amonio disminuye con el aumento de pH [36]. En el caso del COT, su aumento indica que el digestato puede contribuir a mejorar la calidad del suelo actuando como enmienda orgánica [34].

El pH del digestato varió según el inóculo: estiércol vacuno (6.35), estiércol porcino (7.23) y lodo digerido (9.07). Este último puede tener un uso favorable en suelos ácidos, donde puede contribuir a mejorar la acidez del suelo [37].

Es importante considerar que el digestato puede contener patógenos y metales pesados, que podrían afectar la salud humana y el rendimiento agrícola si no se controlan adecuadamente [38]. Aunque se ha reportado que la digestión anaerobia puede reducir la carga microbiana y la concentración de algunos metales

pesados, este efecto es más notable a temperaturas termofílicas. En procesos mesofílicos, como los realizados en estos ensayos, pueden ser necesarios tratamientos adicionales antes de su uso agrícola [34], [39].

Para avanzar hacia su aplicación en sistemas agrícolas locales, es necesario una caracterización completa, que incluya un análisis de metales pesados, nutrientes, como el fósforo y potasio, y patógenos, así como estudios de comportamiento en cultivos.

4. Conclusiones

La evaluación de la generación de biogás a partir de tres residuos orgánicos abundantes en Panamá evidenció diferencias en su desempeño. Los lodos digeridos alcanzaron la mayor producción acumulada de metano (38.91 mL CH₄/g SV), seguidos por el estiércol porcino (8.11 mL CH₄/g SV) y el estiércol vacuno (3.07 mL CH₄/g SV), este último con indicios de inhibición del proceso.

Entre las principales limitaciones del estudio se encuentran el uso de una única muestra por inóculo, lo cual restringe la posibilidad de generalizar los resultados y el uso de sistema húmedo para todos los ensayos, condición posiblemente desfavorable para las muestras de estiércol, cuyo contenido de sólidos totales sugiere que habrían respondido mejor en sistemas semisecos o secos.

El aumento en contenido de nitrógeno y COT en el digestato respalda su potencial uso agrícola, pero se requieren análisis complementarios para determinar si realmente es adecuado como enmienda o fertilizante orgánico y su impacto en el suelo a largo plazo. Y aunque el reemplazo de fertilizantes comerciales representa un desafío, la digestión anaerobia permite valorizar residuos orgánicos como el estiércol, que usualmente se aplica de forma directa al suelo, generando biogás como combustible renovable y un digestato con propiedades más favorables.

Se recomienda ampliar el número de muestras y evaluar el desempeño de los inóculos en combinación con diferentes sustratos, con el fin de explorar estrategias que optimicen la producción de biogás.

Los resultados de este estudio ofrecen una línea base sobre la producción de biogás y el potencial de estos residuos que parecieran no tener valorización en Panamá, especialmente los lodos digeridos. Estos hallazgos pueden servir como referencia para futuras investigaciones que contribuyan a una mejor gestión de residuos en el país.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Laboratorio de Biosólidos y al Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas (CIHH) por brindarnos el espacio para el desarrollo de esta investigación. A la Ing. Marian Ramírez y a Daniel Nieto por su apoyo en cada etapa. Al Programa de Saneamiento de Panamá, por el suministro de los lodos digeridos, y a Manuel González, por proporcionar el estiércol vacuno utilizado en los ensayos.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener algún conflicto de interés.

CONTRIBUCIÓN Y APROBACIÓN DE LOS AUTORES

Euclides Deago: Conceptualización, Supervisión, Redacción – Revisión y edición; Marian Ramírez: Metodología, Supervisión, Redacción - Revisión y edición; Astrid Carson: Conceptualización, Investigación, Metodología, Curación de datos, Redacción del borrador original; Andrea Chong: Investigación, Metodología, Curación de datos, Redacción del borrador original; Kristel Gómez: Investigación, Metodología, Curación de datos, Redacción del borrador original.

Todos los autores afirmamos que hemos leído y aprobado la versión final de este artículo.

REFERENCIAS

- [1] S. W. I. swissinfo.ch, «El mayor vertedero de Panamá es un “desastre ambiental y sanitario”», SWI swissinfo.ch. Accedido: 20 de junio de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.swissinfo.ch/spa/el-mayor-vertedero-de-panamá-es-un-desastre-ambiental-y-sanitario/46717772>
- [2] «Autoridades electas de la Alcaldía de Panamá apuestan a los centros de transferencia como ayuda al problema de recolección de la basura | La Prensa Panamá». Accedido: 20 de junio de 2025. [En línea]. Disponible en: https://www.prensa.com/sociedad/autoridades-electas-de-la-alcaldia-de-panama-apuestan-a-los-centros-de-transferencia-como-ayuda-al-problema-de-recoleccion-de-la-basura/?utm_source=chatgpt.com
- [3] Ministerio de Salud, «Minsa toma medidas ante contaminación de los ríos Estebáná y La Villa: fincas porcinas cerradas y vigilancia sanitaria reforzada», *Ministerio de Salud*, Panamá, junio de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://miambiente.gob.pa/suspenden-operaciones-de-porquerizas-por-dano-ambiental-en-el-rio-la-villa/>
- [4] E. Atandi y S. Rahman, «Prospect of anaerobic co-digestion of dairy manure: a review», *Environ. Technol. Rev.*, vol. 1, n.º 1, pp. 127-135, 2012, doi: 10.1080/09593330.2012.698654.
- [5] E. P. Mohankumar Sajeev, W. Winiwarter, y B. Amon, «Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Different Stages of Liquid Manure Management Chains: Abatement Options and Emission Interactions», *J. Environ. Qual.*, vol. 47, n.º 1, pp. 30-41, ene. 2018, doi: 10.2134/jeq2017.05.0199.
- [6] A. Chen, J. Arias, y E. Deago, «Digestividad anaeróbica en reactores batch de lodos orgánicos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Juan Díaz», en *Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología-APANAC*, 2021, pp. 484-491. Accedido: 17 de junio de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://revistas.utp.ac.pa/index.php/apanac/article/view/3231>
- [7] R. Wright, W. Kemper, P. Millner, J. Power, y R. Korcak, «Agricultural Uses of Municipal, Animal, and Industrial Byproducts», United States Department of Agriculture, United States of America, Conservation Research 44, 1998.
- [8] S. Verma, «Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes», *Columbia Univ.*, vol. 7, n.º 3, pp. 98-104, 2002.
- [9] «A Review of the Processes, Parameters, and Optimization of Anaerobic Digestion». Accedido: 3 de junio de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.mdpi.com/1660-4601/15/10/2224>
- [10] Y. L. Acosta y M. C. O. Abreu, «La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I», *ICIDCA Sobre Los Deriv. Caña Azúcar*, vol. 39, n.º 1, pp. 35-48, 2005.
- [11] Y. Ferrer y H. Pérez, «Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento», *ICIDCA Sobre Los Deriv. Caña Azúcar*, vol. 43, n.º 1, pp. 9-20, 2010.
- [12] X. Flotats Ripoll, «Los gases renovables en la economía circular y en la lucha contra el cambio climático», *Ambienta Rev. Minist. Medio Ambiente*, n.º 126, pp. 22-29, dic. 2020.
- [13] B. A. Parra-Orobio *et al.*, «Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal», *Rev. UDCA Actual. Diculgación Científica*, vol. 17, n.º 2, pp. 553-562, 2014, doi: 10.31910/rudca.v17.n2.2014.421.

- [14] L. Clesceri, A. Greenberg, y A. Eaton, Eds., *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 19.^a ed. American Public Health Association, 1999.
- [15] M. Ramírez, «Caracterización Fisicoquímica y de Digestividad de Lodos Orgánicos Generados en Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales en Ciudad de Panamá», Universidad Tecnológica de Panamá, Facultad de Ingeniería Civil, 2022.
- [16] K. Koch, S. D. Hafner, S. Weinrich, y S. Astals, «Identification of Critical Problems of Biochemical Methane Potential (BMP) Test from Methane Production Curves», *Front. Environ. Sci.*, vol. 7, n.^o 178, 2019, doi: 10.3389/fenvs.2019.00178.
- [17] V. Moset, M. Pulsen, R. Wahid, O. Hojberg, y H. Bjarne Moller, «Mesophilic versus thermophilic anaerobic digestion of cattle manure: methane productivity and microbial ecology», *Microb. Biotechnol.*, vol. 8, n.^o 5, pp. 787-800, 2015, doi: 10.1111/1751-7915.12271.
- [18] R. Labatut, L. Angenent, y N. Scott, «Conventional mesophilic vs. thermophilic anaerobic digestion: A trade-off between performance and stability?», *Water Res.*, vol. 53, pp. 249-258, 2014, doi: 10.1016/j.watres.2014.01.035.
- [19] F. Raposo, M. De la Rubia, V. Fernández-Cegrí, y R. Borja, «Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures», *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 16, pp. 861-877, 2011, doi: 10.1016/j.rser.2011.09.008.
- [20] L. A. Mendoza Yañez, «Codigestión anaeróbica de biosólidos y residuos orgánicos a diferentes temperaturas usando biochar como regulador de alcalinidad», Universidad Tecnológica de Panamá, Facultad de Ingeniería Civil, 2022.
- [21] L. M. Cárdenas-Cleves, B. A. Parra-Orobio, P. Torres-Lozada, y C. Vásquez-Franco, «Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano - PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos», *Rev. Ion*, vol. 29, n.^o 1, pp. 95-108, 2016, doi: 10.18273/revion.v29n1-2016008.
- [22] G. K. Kafle y L. Chen, «Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models», *Waste Manag.*, 2015, doi: 10.1016/j.wasman.2015.10.021.
- [23] C. Morales Polo, «Co-digestión anaerobia y pretratamiento de residuos agroalimentarios con fangos UASB de depuradora - Caracterización BMP y análisis», Escuela Técnica Superior de Ingeniería - Universidad Pontificia, Madrid, 2019.
- [24] L. Appels, J. Baeyens, J. Degreve, y R. Dewil, «Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge», *Prog. Energy Combust. Sci.*, vol. 34, pp. 755-781, 2008, doi: 10.1016/j.pecs.2008.06.002.
- [25] M. H. Gerardi, *The Microbiology of Anaerobic Digesters*. en *Wastewater Microbiology*. New Jersey, United States of America: John Wiley & Sons, Inc., 2003.
- [26] J. Blok, A. de Morsier, P. Gerike, L. Reynolds, y H. Wellens, «Harmonisation of ready biodegradability tests», *Chemosphere*, vol. 14, n.^o 11-12, pp. 1805-1820, 1985, doi: 10.1016/0045-6535(85)90123-7.
- [27] M. Ramírez, E. Deago, L. Luque, N. Pitty, J. Arias, y A. Chen, «Codigestión Anaeróbica de Lodos y Residuos Orgánicos Municipales en Clima Tropical», *Rev. ID Tecnológico*, vol. 20, n.^o 1, pp. 82-93, 2024, doi: 10.33412/idt.v20.1.3902.
- [28] M. K. Ibro, V. R. Ancha, y D. B. Lemma, «Impacts of Anaerobic Co-Digestion on Different Influencing Parameters: A Critical Review», *Sustainability*, vol. 14, n.^o 9387, 2022, doi: 10.3390/su14159387.
- [29] B. A. Parra-Orobio *et al.*, «Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal», *Ing. Investig. Tecnol.*, vol. 16, n.^o 4, pp. 515-526, 2015, doi: 10.1016/j.riit.2015.09.004.
- [30] J. Kassongo, E. Shahsavari, y A. Ball, «Substrate-to-inoculum ratio drives solid-state anaerobic digestion of unamended grape marcandcheesewhey», *PLoS ONE*, vol. 17, n.^o 1, pp. 1-19, 2022, doi: 10.1371/journal.pone.0262940.
- [31] A. Abbassi-Guendouz, D. Brockmann, E. Trably, C. Dumas, y J.-P. Delegenes, «Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation», *Bioresour. Technol.*, vol. 111, pp. 55-61, 2012, doi: 10.1016/j.biortech.2012.01.174.
- [32] J. Wi, S. Lee, y H. Ahn, «Influence of Dairy Manure as Inoculum Source on Anaerobic Digestion of Swine Manure», *Bioengineering*, vol. 10, n.^o 432, 2023, doi: 10.3390/%20bioengineering10040432.
- [33] M. Vanegas, F. Romani, y M. Jiménez, «Pilot-Scale Anaerobic Digestion of Pig Manure with Thermal Pretreatment: Stability Monitoring to Improve the Potential for Obtaining Methane», *Processes*, vol. 10, n.^o 1602, 2022, doi: 10.3390/pr10081602.
- [34] M. Makádi, A. Tomócsik, y V. Orosz, «Digestate: A New Nutrient Source - Review», en *Biogas*, S. Kumar, Ed., InTech, 2012, pp. 295-310.
- [35] A. Slepeticene *et al.*, «Solid and Liquid Phases of Anaerobic Digestate for Sustainable Use of Agricultural

- Soil», *Sustainability*, vol. 15, n.º 1345, 2023, doi: 10.3390/su15021345.
- [36] L. Massé, D. L. Massé, y Y. Pellerin, «The use of membranes for the treatment of manure: a critical literature review», *Biosyst. Enineering*, vol. 98, pp. 371-380, 2007, doi: 10.1016/j.biosystemseng.2007.09.003.
- [37] W. Czekała, «Digestate as a Source of Nutrients: Nitrogen and Its Fractions», *Water*, vol. 14, n.º 4067, 2022, doi: 10.3390/w14244067.
- [38] M. Mukhuba, A. Roopnarain, R. Adeleke, M. Moeletsi, y R. Makofane, «Comparative assessment of bio-fertiliser quality of cow dung and anaerobic digestion effluent», *Cogent Food Agric.*, vol. 4, n.º 1435019, 2018, doi: 10.1080/23311932.2018.1435019.
- [39] M. Samoraj *et al.*, «The challenges and perspectives for anaerobic digestion of animal waste and fertilizer application of the digestate», *Chemosphere*, vol. 295, 2022, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133799.