



Maestría en Producciones Más Limpias

**Reducción de la Huella de carbono mediante la
codigestión anaerobia de estiércoles: UEB
“Comercialización de Productos Agropecuarios”**

**Reduction of the carbon footprint by anaerobic co-
digestion of manure: UEB "Comercialización de
Productos Agropecuarios"**

Autora: Lic. Sheila de la Caridad Brunet Ramos

Tutores: DrC. Lisbet Mailín López González

DrC. Janet Jiménez Hernández

Sancti Spíritus

2024

Copyright©UNISS

Este documento es Propiedad Patrimonial de la Universidad de Sancti Spíritus “José Martí Pérez”, y se encuentra depositado en los fondos del Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación “Raúl Ferrer Pérez” subordinada a la Dirección General de Desarrollo 3 de la mencionada casa de altos estudios.

Se autoriza su publicación bajo la licencia siguiente:

Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-SinDerivar 4.0 Internacional

Atribución- No Comercial- Compartir Igual



Para cualquier información contacte con:

Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación “Raúl Ferrer Pérez”.

Comandante Manuel Fajardo s/n, Olivos 1. Sancti Spíritus. Cuba. CP. 60100

Teléfono: 41-334968

RESUMEN

En la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios” de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”, se cuenta con dos naves dedicadas a la cría de cerdos y gallinas ponedoras. El estiércol porcino y la gallinaza generados durante el proceso son vertidos a una laguna anaerobia, lo que provoca contaminación y emisión de gases de efecto invernadero. Un tratamiento alternativo sería la digestión anaerobia al reducir la carga contaminante, con la consecuente obtención de biogás y digestato. El objetivo de este trabajo fue evaluar el tratamiento por mono y codigestión anaerobia del estiércol porcino y la gallinaza en función de reducir la Huella de Carbono como contribución a la descarbonización del sector agropecuario. En el estudio se realizaron dos ensayos en discontinuo a temperatura ambiente (27°C). En un primer ensayo se determinó el rendimiento de metano y los parámetros cinéticos del estiércol porcino y la gallinaza en mono y codigestión, y en un segundo ensayo se evaluó el efecto de la adición de tres proporciones de estiércol vacuno (15, 30 y 45%) como alternativa para mejorar la codigestión del estiércol porcino y gallinaza. El análisis ambiental de la propuesta de tratamiento se realizó mediante la metodología de la Huella de Carbono. Como resultado se obtuvo que la mezcla de estiércol porcino y gallinaza tuvo un efecto antagónico ($\Phi < 1$), mientras que la adición de estiércol vacuno supuso una mejora del proceso ya que todas las mezclas mostraron un efecto sinérgico ($\Phi > 1$), con un incremento entre 26-31% del rendimiento de metano experimental respecto al esperado. El mejor rendimiento de metano se obtuvo para la mezcla con 15% de estiércol vacuno con 339,32 LCH₄/kgSV. El análisis ambiental mostró que con el tratamiento de estos residuos mediante digestión anaerobia se logra reducir la Huella de Carbono anual de la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios” en 111,24 tCO₂eq.

Palabras claves: codigestión, estiércol porcino, estiércol vacuno, gallinaza, huella de Carbono

ABSTRACT

The UEB "Comercialización de Productos Agropecuarios" of Empresa Agroindustrial de Granos "Sur del Jíbaro" has two sheds for raising pigs and laying hens. Swine manure and poultry manure generated during the process are discharged into an anaerobic lagoon, which causes pollution and greenhouse gas emissions. An alternative treatment would be anaerobic digestion by reducing the pollutant load, with the consequent obtaining of biogas and digestate. The objective of this work was to evaluate the treatment by mono and anaerobic co-digestion of swine manure and poultry manure in order to reduce the carbon footprint as a contribution to the decarbonization of the agricultural sector. In the study, two batch tests were carried out at room temperature (27°C). The first trial determined the methane yield and kinetic parameters of swine manure and poultry manure in mono and co-digestion, and the second trial evaluated the effect of the addition of three proportions of cattle manure (15, 30 and 45%) as an alternative to improve the co-digestion of swine manure and poultry manure. The environmental analysis of the proposed treatment was carried out using the Carbon Footprint methodology. As a result, it was obtained that the mixture of swine manure and poultry manure had an antagonistic effect ($\Phi < 1$), while the addition of cattle manure meant an improvement of the process since all the mixtures showed a synergistic effect ($\Phi > 1$), with an increase between 26-31% of the experimental methane yield with respect to the expected one. The best methane yield was obtained for the mixture with 15% cattle manure with 339.32 LCH₄/kgSV. The environmental analysis showed that with the treatment of these wastes by anaerobic digestion, the annual carbon footprint of the UEB "Comercialización de Productos Agropecuarios" was reduced by 111.24 tCO₂eq.

keywords: codigestion, pig manure, cattle manure, poultry manure, carbon footprint

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA..... | 6 |
| 1.1 Residuos orgánicos..... | 6 |
| 1.1.1 Gallinaza | 7 |
| 1.1.2 Estiércol porcino..... | 9 |
| 1.1.3 Estiércol vacuno | 10 |
| 1.2 Digestión anaerobia | 11 |
| 1.2.1 Etapas de la digestión anaerobia | 12 |
| 1.2.2 Factores que intervienen en el proceso de digestión anaerobia | 14 |
| Relación Carbono/Nitrógeno | 14 |
| Temperatura..... | 15 |
| pH | 15 |
| Ácidos grasos volátiles..... | 16 |
| Tiempo de retención | 16 |
| 1.3 Alternativas de mejora a la digestión anaerobia | 17 |
| 1.3.1 Codigestión anaerobia | 17 |
| 1.4 Modelos cinéticos | 19 |
| 1.5 Análisis ambiental..... | 21 |
| 1.5.1 La Huella hídrica | 21 |
| 1.5.2 La Huella ecológica | 22 |
| 1.5.3 La Huella de Carbono | 22 |
| 2. MATERIALES Y MÉTODOS | 27 |
| 2.1 Inóculo y sustratos empleados | 27 |
| 2.2 Ensayo de Potencial Bioquímico de Metano..... | 28 |
| 2.2.1 Potencial Bioquímico de Metano para las monodigestiones de gallinaza y estiércol porcino y su codigestión | 29 |
| 2.2.2 Potencial Bioquímico de Metano para la monodigestión de estiércol vacuno y la codigestión de gallinaza, estiércol porcino y vacuno..... | 29 |
| 2.3 Determinación de la sinergia de las codigestiones | 31 |
| 2.4 Procesamiento estadístico | 31 |
| 2.5 Análisis ambiental. Metodología para estimar la Huella de Carbono | 32 |

| | |
|---|----|
| 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 38 |
| 3.1 Caracterización físico-química de los sustratos | 38 |
| 3.2 Rendimiento de metano para estiércol porcino y de gallina y su mezcla .. | 41 |
| 3.2.1 Comportamiento cinético de la digestión anaerobia..... | 43 |
| 3.3 Rendimiento de metano para la mezcla de gallinaza y estiércol porcino con adición de estiércol vacuno..... | 47 |
| 3.3.1 Comportamiento cinético de la digestión anaerobia | 50 |
| 3.4 Análisis Ambiental de la propuesta | 54 |
| CONCLUSIONES..... | 61 |
| RECOMENDACIONES | 62 |

INTRODUCCIÓN

La producción ganadera y el consumo de alimentos generan grandes cantidades de desechos orgánicos. El tratamiento inadecuado de estos residuos se convierte en una amenaza para la capacidad regenerativa de los sistemas naturales, debido a que presentan un elevado contenido de materia orgánica, microorganismos y nutrientes y pueden generar problemas de contaminación como la emisión de los gases de efecto invernadero (GEI), contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Moreno-Cardona, 2021).

De acuerdo a la Oficina Nacional de Estadística e Información (ONEI) de la República de Cuba, al cierre de diciembre del 2022 la producción ganadera en Cuba fue de 35,1 millones de cabezas, de ellas 1,5 millones de ganado porcino, 3,5 millones de ganado vacuno y 30,1 millones de aves. En el caso del ganado ovino y caprino la cifra alcanzó 78,2 miles de cabezas (ONEI, 2023). En Cuba, el uso prioritario del estiércol generado de la producción ganadera es su aplicación como abono a los cultivos, o en la mayoría de los casos se acumula en pilas y se desecha. Ambas prácticas pueden traer consigo la contaminación del medio ambiente (Alba-Reyes et al., 2020).

Los impactos de la cría de ganado en el medio ambiente son extensos e incluyen impactos en el suelo, la tierra, los recursos hídricos y el cambio climático global. Las actividades de cría de ganado pueden provocar la erosión del suelo y la degradación de la tierra. Por ejemplo, el 26% de la superficie terrestre del mundo se utiliza para la producción ganadera, lo que conduce a una pérdida constante de tierra (FAO et al., 2023). La intensificación de la cría de ganado está relacionada con los excedentes de aportes de Nitrógeno y Fósforo, lo que puede provocar una contaminación difusa de los recursos hídricos (Mallin et al., 2015). La cría de grandes rumiantes, como el ganado vacuno, produce más GEI y contribuye más al calentamiento global que la cría de pequeños rumiantes (Zhuang et al., 2019).

En Cuba, el Ministerio de Ciencia Tecnología y Medio Ambiente informa que 2 617 millones de hectáreas (Mha, 24% de la superficie de Cuba) son pastos naturales, principalmente utilizados para la producción ganadera. La Huella de Carbono de la agricultura en Cuba es de 10 000 kt de CO₂ eq, (aproximadamente una quinta parte

del total nacional de emisiones de GEI) y, aproximadamente la mitad de las emisiones de la agricultura pueden atribuirse a la producción ganadera. Eso significa que alrededor del 10% de las emisiones nacionales totales se pueden atribuir a la producción de ganado (McConkey & Maynes, 2021).

Para equilibrar la producción ganadera y la protección del medio ambiente, es importante desarrollar tratamientos eficientes y sostenibles para las emisiones contaminantes de la cría de ganado relacionadas con el agua, la biodiversidad, el secuestro de carbono y la protección de recursos (Rehman et al., 2021). En este contexto, la digestión anaerobia (DA) de residuos orgánicos se considera una tecnología madura para el tratamiento de estiércoles, la cual permite la reducción de la carga contaminante de los residuos, disminuye las emisiones de GEI, a la vez que se produce una fuente de energía renovable (biogás) y un biofertilizante (López-Dávila et al., 2022).

La implementación de la DA, en países subdesarrollados como Cuba, es usualmente con un solo sustrato (Monodigestión), sin embargo, varios estudios reportan que tanto el rendimiento de metano como la estabilidad del proceso mejoran cuando cosustratos son utilizados en el proceso de DA (Codigestión) (Barreda Del Carpio et al., 2022). Esto se logra por un mejor balance de Carbono/Nitrógeno (C/N) y micronutrientes, reducción de inhibidores y compuestos tóxicos, así como una mayor diversidad de microorganismos (Altinbas & Cicek, 2019).

En la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”, de la provincia de Sancti Spíritus, Cuba, está localizada la Unidad Empresarial Básica (UEB) “Comercialización de Productos Agropecuarios”. Dicha unidad cuenta con dos naves, una dedicada a la producción porcina con 200 cerdos en corrales, y otra a la producción de huevos con 1000 gallinas ponedoras en jaulas. Los residuos de ambos procesos son colectados y vertidos a una laguna localizada cercana a las naves, lo cual origina malos olores y emisión de GEI, en detrimento del medio ambiente.

El estiércol de gallina (EG), conocido como gallinaza, se caracteriza por una composición rica en proteínas y minerales. La monodigestión de EG no se considera

una buena opción, debido a problemas de inhibición de la DA por acumulación de amoníaco, producido por la degradación biológica de proteínas y urea y su baja relación C/N (Duharte-Rodríguez et al., 2021). Su codigestión con paja de trigo, estiércol vacuno, lodo primario no tratado, suero de queso, yerba de heno, paja de trigo, residuos de coco, yuca y café molido, ha sido estudiada y permitió una mejora del proceso de DA en términos de rendimiento de metano (Altinbas & Cicek, 2019; Zahan & Othman, 2018).

Por otro lado, el estiércol porcino (EP) tiene una elevada capacidad tampón y aporta una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios, lo cual favorece la producción de metano. Sin embargo, al igual que la gallinaza, se caracteriza por un alto contenido de Nitrógeno por lo que su relación C/N es baja (Barreda Del Carpio et al., 2022).

En este escenario, el cual es similar en varias regiones del país, se hace necesario identificar un sustrato que permita un mejor balance de la relación C/N del proceso de DA. Una variante es el estiércol vacuno (EV), dada su disponibilidad y cercanía a la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”. El EV es una fuente rica en nutrientes que se utilizan comúnmente en procesos de codigestión, contiene una alta proporción de materia orgánica y posee una relación C/N óptima para la producción de metano (30:1) (Mamani et al., 2021), con valores que oscilan alrededor de 38:1. Además, en comparación con otros sustratos tiene una menor tendencia a inhibir las *Archaeas* metanogénicas, encargadas de la síntesis de metano en la fase metanogénica del proceso, por lo que la DA puede ocurrir de manera más eficiente cuando se emplea como cosustrato (Huamán-Borja & Huayllani-Velásquez, 2020).

La adición de EV a la mezcla de EG y EP existente en el escenario mencionado anteriormente, es una variante a considerar en la mejora del proceso de DA. Sin embargo, la proporción de EV que debe ser adicionada a la mezcla para lograr efectos sinérgicos debe ser determinada por ensayos de laboratorio.

Problema científico:

El tratamiento inadecuado de los estiércoles de gallina y porcino generados en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios” de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” en Sancti Spíritus, provoca efectos negativos en el medio ambiente.

Hipótesis

Si se trata el estiércol de gallina y porcino, generados en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios” de la Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” en Sancti Spíritus, mediante codigestión anaerobia será posible reducir los efectos negativos al medio ambiente, por su tratamiento inadecuado.

Objetivo general

Evaluar el tratamiento por mono y codigestión anaerobia del estiércol de gallina y porcino en función de reducir la Huella de Carbono, como contribución a la descarbonización del sector agropecuario.

Objetivos específicos

1. Determinar el rendimiento de metano y los parámetros cinéticos de la mono y codigestión del estiércol de gallina y porcino.
2. Determinar el efecto de la adición de estiércol vacuno y los parámetros cinéticos de la digestión anaerobia de la mezcla de estiércol de gallina y porcino.
3. Valorar ambientalmente el tratamiento de los estiércoles mediante codigestión anaerobia empleando el cálculo de la Huella de Carbono.

La presente tesis pretende contribuir al proceso de descarbonización del sector agropecuario mediante la reducción de la Huella de Carbono de este sector de la economía. Al evaluar el tratamiento de estiércoles mediante digestión anaerobia, no solo se reduce la carga contaminante de residuos orgánicos y las emisiones de

gases de efecto invernadero, sino que se promueve la recuperación de energía con ciclos de producción más limpios y eficientes. Además, la implementación de estas prácticas puede resultar en ahorros económicos significativos, al reducir los problemas medioambientales asociados con el tratamiento inadecuado de desechos y la compra de energía, lo que demuestra que es posible equilibrar la producción ganadera y la protección ambiental.

La presente tesis está estructurada en Resumen; Introducción, donde se exponen los antecedentes de la investigación y se describe el escenario de estudio. Revisión Bibliográfica, donde se desarrollan las temáticas relacionadas con la presente investigación. En los Materiales y Métodos se describen las metodologías empleadas para realizar los ensayos de laboratorio y el Análisis Ambiental del tratamiento propuesto. Finalmente, en Resultados y Discusión se muestran los principales resultados obtenidos y se analizan y por último se exponen las Conclusiones y Recomendaciones para futuras investigaciones.

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1 Residuos orgánicos

En la actualidad, el mundo enfrenta diversos problemas relacionados con la contaminación, la generación de residuos y el sistema de consumo lineal que se ha puesto en práctica durante décadas, lo que ha traído consigo el agotamiento de los recursos naturales. Además, la constante subida del precio de los combustibles fósiles, unido a la crisis medioambiental que se genera en su producción, hace que se vuelva a valorar la utilidad de los desechos orgánicos y su aprovechamiento para obtener combustible de ellos (Barraco & Capandeguy, 2022). De esta manera empieza a entenderse lo poco sensato que resulta importar o extraer combustibles fósiles de zonas remotas para obtener energía que puede conseguirse, en buena medida, de los que desechamos habitualmente (Valdivia-Espinoza & Guardia-Muguruza, 2023).

Los residuos orgánicos son biodegradables y fácilmente reciclables, su procedencia puede ser de tipo doméstico, comercial o industrial, deyecciones ganaderas o lodos biológicos de depuración. El tratamiento inadecuado para los distintos tipos de residuos se convierte en una amenaza para la capacidad regenerativa de los sistemas naturales. Los residuos orgánicos dispuestos incorrectamente pueden generar problemas de contaminación muy importantes como gases, contaminación de aguas superficiales y subterráneas, pueden presentar metales pesados, fitotoxinas, patógenos de origen animal y vegetal (Flotats et al., 2016).

Las fuentes generadoras de biomasa residual se dividen en tres sectores: agrícola, pecuario y residuos orgánicos urbanos, aunque en muchos casos los residuos se componen de una mezcla de estos, como es el caso de los residuos sólidos que se disponen en zonas rurales. En Cuba, se ha estudiado el potencial energético de residuos orgánicos de origen animal, como es el caso del estiércol de animales de granja (Carabeo-Pérez et al., 2021). El uso prioritario del estiércol de estos animales es su aplicación como abono a los cultivos, debido a que se dificulta el transporte, el adecuado manejo y se desconoce su calidad microbiana, lo que trae consigo la contaminación del medio ambiente y teniendo en cuenta la intensificación del sector

ganadero a nivel mundial, se necesita con urgencia reducir el impacto ambiental de estos residuos orgánicos (Vargas-Avendaño et al., 2018).

Esta problemática, asociada con el manejo efectivo de los residuos ganaderos, implica la aplicación de tratamientos eficientes para permitir su manejo y el aprovechamiento de los nutrientes que se encuentran presentes en ellos. En este sentido, la DA se presenta como una de las soluciones para su tratamiento, ya que permite aprovechar la biomasa como fuente de energía renovable al producir biogás y también se obtiene un digestato con excelentes propiedades fertilizantes (Enríquez-Estrella et al., 2022).

Sin embargo, muchos de estos residuos presentan características que limitan su tratamiento mediante procesos biológicos. El estiércol de origen porcino, vacuno y la gallinaza aunque son ampliamente empleados en procesos de DA, en monodigestión, presentan limitaciones ligadas a sus bajos rendimientos de metano, debido a su bajo contenido en Sólidos Volátiles (SV) y al desequilibrio de la relación C/N (Ma et al., 2020), inhibición e inestabilidad del proceso, de ahí que se busquen alternativas para su tratamiento mediante la codigestión (Reyes-Aguilera & Pérez-Castellón, 2019).

1.1.1 Gallinaza

La gallinaza es producida por las deyecciones de las aves en la crianza avícola y está compuesta principalmente de heces, orina, restos de comida, plumas y cama utilizada. Las gallinas poseen una conversión del Nitrógeno ineficiente; aproximadamente del 50% al 80% del Nitrógeno ingerido es excretado (Aguilar-Garrido, 2021), lo cual hace que este residuo contenga grandes cantidades de formas nitrogenadas. También presenta otras sustancias como antibióticos, hormonas, patógenos y metales pesados que son introducidos a través del alimento para suprir las necesidades de los animales, como medicamentos veterinarios o promotores del crecimiento (Barraco & Capandeguy, 2022).

El Fósforo es otro elemento esencial para el crecimiento de los animales y se encuentra también en la gallinaza, este elemento limita la actividad biológica en los recursos hídricos mediante el fenómeno de eutrofización (Casas-Rodríguez &

Guerra-Casas, 2020) y se tiende a acumular en los suelos cuando se aplica en exceso, creando el fenómeno de compactación. Los metales pesados que se presentan en la gallinaza son arsénico, cobre y zinc, los cuales pueden ser tóxicos para las plantas y afectar a los organismos que se alimentan de estas. Entre los patógenos podemos encontrar parásitos como *Cryptosporidium*, *Giardia* sp., *Estafilococos* y *Enterobacterias*, que pueden proliferar de la gallinaza a fuentes de agua y permanecer en el ambiente por largos periodos de tiempo (Alba-Reyes et al., 2020).

Tradicionalmente se estilaba eliminar la gallinaza enterrándola, o por disposición en campos (este método precisaba de una gran superficie en el terreno); pero son las grandes consecuencias medioambientales que estimularon el interés en buscar nuevas formas de eliminar este residuo de forma más limpia y útil (Barraco & Capandeguy, 2022). Su gestión como fertilizante para el suelo, sin tratamiento previo, no es una buena opción ya que el Nitrógeno se acumula en forma de nitratos a lo largo perfil del suelo alcanzando las aguas subterráneas. Esta contaminación por nitratos pone en riesgo el medio ambiente y la salud humana, además, la disposición de grandes cantidades de gallinaza provoca la compactación del suelo al tapar los poros naturales de este (Zahedi et al., 2020).

Por estas razones, la gallinaza fresca a gran escala presenta un riesgo hacia el equilibrio medioambiental de no realizarse un tratamiento adecuado, y teniendo en cuenta que posee un gran contenido de materia orgánica altamente biodegradable, puede usarse como sustrato en la producción de biogás a través de la DA. Sin embargo, la alta concentración de sólidos y Nitrógeno que presenta, puede inhibir el proceso (Aguilar-Garrido, 2021). Además, debido a su alto contenido en proteínas y aminoácidos, la relación de C/N de la gallinaza es menor que la del estiércol de otros animales de granja. La gran cantidad de Nitrógeno amoniacal puede generar dificultades operativas al inhibir la actividad metanogénica y, por tanto, puede causar la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) (Dalkilic & Ugurlu, 2015). Esta acumulación puede llegar hasta el punto de superar la capacidad amortiguadora del digestor disminuyendo su pH a valores inferiores a 6, provocando

la inhibición de las *Archaeas* metanogénicas, lo que supone la pérdida de producción de metano (Sun et al., 2016).

De acuerdo a la información de la literatura la monodigestión de gallinaza no se considera una buena opción, debido a estos problemas asociados con la inhibición del proceso de DA, por lo que, varios autores reportan estrategias relacionadas con la aclimatación de la biomasa metanogénica, reducción de pH y temperatura, así como la eliminación o reducción de los precursores de amoníaco dentro del biodigestor (Zahan & Othman, 2018), ya sea por adsorción de amoníaco o precipitación con estruvita, o por la adición de sustratos ricos en Carbono. Una de las alternativas para el tratamiento de materias primas ricas en Nitrógeno en la DA es la dilución. Una forma eficaz de dilución es la codigestión con un cosustrato con mayor contenido en Carbono para lograr una relación C/N favorable (Torrecilla del Rey, 2021).

La codigestión anaerobia de gallinaza con paja de trigo, estiércol vacuno, lodo primario no tratado, suero de queso, yerba de heno, paja de trigo, coco, yuca y residuos de café molido, ha permitido un incremento en el rendimiento de metano y la estabilidad del proceso de DA en comparación con la monodigestión de gallinaza (Altinbas & Ali, 2019). Estudios realizados por Sillero *et al* (Sillero et al., 2022) afirman que la relación C/N de la gallinaza no presenta valores óptimos para el proceso de DA lo que justifica la adición de cosustratos al proceso.

1.1.2 Estiércol porcino

El manejo inadecuado de las excretas en granjas porcinas representa un potencial impacto hacia el ambiente. Esta actividad, a mediana o gran escala, genera agua de lavado, restos de alimentos, heces y orina, con una alta carga orgánica, comúnmente evacuadas en los sistemas de drenaje, lagunas o directamente en el terreno (Arhoun, 2017). La disposición de las excretas en el suelo puede afectarlo por las altas concentraciones de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo), microorganismos patógenos, antibióticos y compuestos como hormonas, esteroides, fitoestrógenos, plaguicidas y herbicidas (Montejo-Olan et al., 2016).

El residuo proveniente de los procesos de crianza intensiva de cerdos consiste principalmente en una mezcla de excretas líquidas y sólidas, combinada con el agua utilizada para la limpieza de las instalaciones. El proceso productivo, el tamaño de la granja, su ubicación, la cantidad de agua de limpieza y la forma de manejo de los residuos, como puede ser la separación de la fracción sólida y líquida en cuanto son generadas, o su almacenamiento conjunto, condicionan la concentración de contaminantes en los efluentes, variando dentro de un rango muy amplio (Waki et al., 2018).

Teniendo en cuenta el alto contenido de materia orgánica en la excreta porcina, la DA se presenta como una opción para reducir su carga contaminante, con la consecuente obtención de biogás (Pérez-Duarte et al., 2019). Además, los residuos ganaderos de origen porcino son una excelente opción para la codigestión, debido a su alto contenido en agua, elevada capacidad tampón y al aporte de una amplia variedad de nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos anaerobios, lo cual favorece la producción de metano (López-González et al., 2021). Sin embargo, al igual que la gallinaza se caracteriza por un alto contenido de Nitrógeno por lo que su relación C/N es baja (Barreda Del Carpio et al., 2022), de ahí que sea recomendable su cogestión con otros sustratos de mayor contenido de Carbono, con el fin de mejorar esta relación.

Varios autores han empleado EP en procesos de codigestión con otros residuos ricos en Carbono, como es el caso del estudio realizado por (Wang et al., 2017) empleando tallo de maíz y por (Tian et al., 2023) con paja de arroz, en ambos estudios se muestra un aumento en el rendimiento de metano, respecto a la monodigestión de EP.

1.1.3 Estiércol vacuno

El EV está conformado, principalmente, por el residuo alimentario no utilizado por el rumiante. El libre pastoreo comúnmente empleado para la crianza del ganado vacuno implica la libre disposición de las excretas y un tratamiento inadecuado de este residuo lo convierten en un foco de contaminación ambiental que contribuye a la formación de GEI (Quilumba-Chorlango, 2021). Se estima que la disposición y

mal manejo del estiércol a nivel global es responsable de la emisión de aproximadamente 42 Mt CH₄/ año (Carlin-Santana, 2015).

En la agricultura tradicional se utiliza estiércol como fertilizante. En ocasiones el estiércol utilizado es fresco, sin embargo, esta práctica no es recomendable ya que existe un peligro potencial de contaminación del manto freático por infiltración de materia orgánica (Quilumba-Chorlango, 2021).

Por otra parte, el EV es una fuente rica en nutrientes que se utilizan comúnmente en procesos de codigestión, contiene una alta proporción de materia orgánica y posee una relación C/N óptima para la producción de metano (30:1) (Mamani et al., 2021), con valores que oscilan alrededor de 38:1. Además, en comparación con otros sustratos tiene una menor tendencia a inhibir las *Archaeas* metanogénicas, encargadas de la síntesis de metano en la fase metanogénica del proceso, por lo que la DA puede ocurrir de manera más eficiente cuando se emplea como cosustrato (Huamán-Borja & Huayllani-Velásquez, 2020).

1.2 Digestión anaerobia

La DA como proceso biológico no es más que el metabolismo coordinado y combinado de diferentes grupos de microorganismos que interactúan entre sí y con el medio. La eficiencia de bioconversión depende del tipo de sustrato que se degrada y de las condiciones esenciales para el crecimiento y desarrollo de los microorganismos (Carabeo-Pérez, 2021).

Mediante la DA se facilita el tratamiento de residuos orgánicos y no sólo permite dar solución a su manejo, sino que también permite reducir las emisiones de GEI y se aprovecha su potencial energético para la producción de biogás (Carabeo- Pérez et al., 2021). Este biogás está compuesto por metano (CH₄) en una proporción de 50-70% (v/v) y dióxido de Carbono (CO₂) de 30-50% (v/v), con pequeñas cantidades de otros componentes como Nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno (H₂S) (Wu et al., 2019). La proporción de estos gases depende del sustrato y de la eficiencia metabólica de los microorganismos presentes (en su mayoría bacterias y *Archaeas*). La obtención de biogás a partir de residuos biológicos es de interés mundial, ya que promueve la economía circular a través de diferentes innovaciones

que buscan transformar y aprovechar residuos biológicos en energías limpias (Jain et al., 2022).

La producción de biogás mediante DA no solo es una opción sostenible al uso de combustibles fósiles, sino que además representa una fuente alterna de energía y trae consigo múltiples beneficios ambientales, como el uso de residuos agrícolas y animales, que si se eliminan inadecuadamente ocasionan problemas de contaminación (López-Dávila et al., 2022). Además, se obtiene un efluente estabilizado (digestato) con propiedades biofertilizantes, utilizado en la agricultura por tener propiedades como mayor mineralización, menor contenido de patógenos y menor fitotoxicidad (Jiménez, 2015).

1.2.1 Etapas de la digestión anaerobia

La DA es un proceso biológico complejo, el cual puede ser dividido en cuatro fases de degradación y conversión de la biomasa: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis; cada una desarrollada por diferentes grupos de microorganismos (Figura 1) (Carabeo-Pérez, 2021).

Hidrólisis

En esta primera etapa de la DA, los compuestos moleculares complejos (proteínas, carbohidratos, ácidos grasos, etc.,) son transformados en compuestos moleculares más simples y solubles como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos simples. Los microorganismos encargados son bacterias hidrolíticas las cuales liberan enzimas extracelulares para llevar a cabo el proceso de hidrólisis (Richard et al., 2019).

En general, la hidrólisis de los carbohidratos es más rápida y es completada en horas, mientras que para proteínas y lípidos puede tardar días enteros. Por este motivo, la hidrólisis es considerada junto con la metanogénesis una etapa limitante en el proceso de producción de biogás (Torrecilla del Rey, 2021).

Acidogénesis

En la segunda fase del proceso de DA, las bacterias fermentativas o acidogénicas convierten los productos de la hidrólisis en ácido acético y compuestos intermedios

como el etanol, el ácido láctico, el ácido propiónico, el ácido fórmico y el ácido butírico, además de hidrógeno y CO₂ (Carabeo-Pérez, 2021).

Acetogénesis

En esta tercera etapa, las bacterias acetogénicas transforman los productos de la acidogénesis en acetato, hidrógeno y CO₂ (Torrecilla del Rey, 2021).

Metanogénesis

Existen tres tipos de rutas diferentes para producir CH₄ a partir de acetato, CO₂ o compuestos orgánicos metilados de un átomo de Carbono. La producción de CH₄ a partir de acetato se denomina metanogénesis acetoclástica y aproximadamente el 70% del CH₄ generado es producido a través de esta vía, mientras que el 30% restante es producido a partir de hidrógeno y CO₂. Este segundo tipo se denomina metanogénesis hidrogenotrófica, en la que el CO₂ es reducido en presencia de hidrógeno. Finalmente, la tercera ruta es la metanogénesis metilotrófica en la que intervienen compuestos orgánicos como el metanol, metilaminas o el sulfuro de dimetilo (Aguilar-Garrido, 2021).

Estas reacciones transcurren con la mediación de un variado grupo de *Archaeas* entre las que se encuentran especies pertenecientes a diferentes órdenes filogénicos: *Methanosarcinales*, *Methanobacteriales*, *Methanomicrobiales*, etc. Algunas de ellas son predominantes en función de la concentración de acetato en el medio. Al ser los únicos microorganismos capaces de llevar a cabo estas reacciones, su ausencia en el medio puede ralentizar la última etapa de la DA (Pyzik et al., 2018).

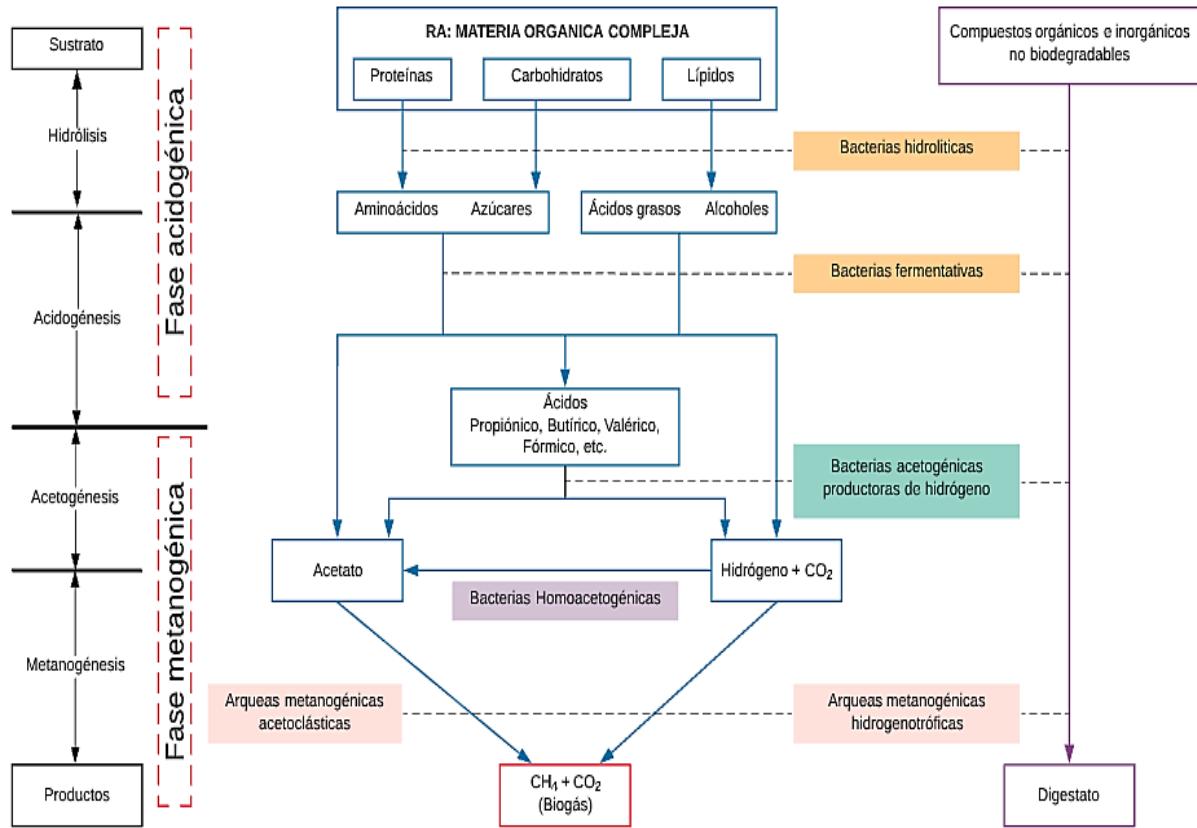


Figura 1. Etapas metabólicas y microorganismos presentes en la digestión anaerobia.

Fuente: (Díaz-Vargas & García-García, 2021).

1.2.2 Factores que intervienen en el proceso de digestión anaerobia

Los procesos de metabolismo microbiano dependen de diversos parámetros, los cuales deben ser controlados para tener un proceso de DA óptimo. Entre estos parámetros destacan la relación C/N, temperatura, pH, tiempo de retención y AGV (Guaneme-Angarita, 2021).

Relación Carbono/Nitrógeno

La relación C/N refleja los niveles de nutrientes de un sustrato y, por lo tanto, el proceso de DA es sensible a la relación C/N. Cuando la relación es alta indica un rápido consumo de Nitrógeno por parte de los microorganismos y da como resultado velocidades de reacción más bajas y una menor producción de biogás, mientras que una relación C/N baja puede causar inhibición, debido a la acumulación de

amoníaco y valores de pH superiores a 8,5, que es tóxico para las *Archaeas* metanogénicas. La relación C/N óptima para la DA es aproximadamente entre 20 y 35, siendo la relación 25-30:1 la más utilizada (Abraham et al., 2020). Cantidades insuficientes de Carbono o Nitrógeno pueden limitar el rendimiento de la monodigestión del estiércol de ganado o la paja de cultivos (Imeni, 2019).

Temperatura

Como otros procesos biológicos, el desempeño de los procesos microbianos en la DA están estrechamente influenciados por la temperatura del sistema (Nsair et al., 2020), ya que afecta principalmente el equilibrio termodinámico de las reacciones bioquímicas, la cinética y estabilidad de los procesos, la tasa de crecimiento microbiano, la utilización del sustrato, la producción de CH₄, y parámetros físicos tales como tensión superficial, viscosidad y propiedades de transferencia de masa (Dev et al., 2019).

La tasa óptima de crecimiento de los microorganismos que intervienen en la DA ocurre dentro de rangos de temperatura relativamente limitados, a pesar de que estos puedan sobrevivir a rangos más amplios. Para cada especie de microorganismos existe una temperatura de crecimiento que puede variar entre los límites mínimos y máximos, sin embargo, existen puntos intermedios en los cuales se encuentra la temperatura óptima, la cual favorece el desarrollo microbiano, dando lugar a la tasa máxima de crecimiento (Caruso et al., 2019).

Existen principalmente tres rangos en los que se puedan desarrollar los microorganismos involucrados en la producción de CH₄, psicrofílica, mesofílica y termofílica, siendo el rango mesofílico el más idóneo para la DA (Díaz-Vargas & García-García, 2021).

pH

Los microorganismos que producen biogás son muy susceptibles a cambios de pH y se establece que para que ocurra debidamente la DA el pH debe estar cercano a la neutralidad (Bernal Patiño & Suarez Ramirez, 2018). El rango promedio en el que

puede estar la mezcla para tener un óptimo desempeño durante el proceso está entre 6,8 y 7,4 (Lozano-Ruiz & Sánchez-Montealegre, 2020).

La tasa de crecimiento de los microorganismos se ve significativamente afectada por el cambio de pH. Durante la DA de estiércol, el valor del pH puede verse afectado por las concentraciones de amoníaco y AGV; la inestabilidad del proceso debido a altas concentraciones de amoníaco, a menudo resulta en la acumulación de AGV, lo que conduce a una disminución perjudicial del pH pero también a una menor concentración de amoníaco libre. La interacción del amoníaco libre, los AGV y el pH puede conducir a un "estado estacionario inhibido", una condición en la que el proceso es algo estable pero opera con un menor rendimiento de metano (Mao et al., 2015).

Tanto los microorganismos metanogénicos como los acidogénicos tienen niveles óptimos de pH. La metanogénesis es más eficiente a un pH de 6,5 a 8,2 y el pH óptimo es 7,0. La tasa de crecimiento de los metanógenos se reduce considerablemente a niveles de pH inferiores a 6,6. El pH óptimo de la acidogénesis se encuentra entre 5,5 y 6,5 (Imeni, 2019).

Ácidos grasos volátiles

La concentración de AGV en el digestor es uno de los parámetros más importantes para el proceso de DA porque la inestabilidad del sistema, frecuentemente, está marcada por un rápido aumento en la concentración de AGV, lo que indica una inhibición de la fase metanogénica. Este tipo de ácidos lo conforma principalmente el ácido acético, aunque también es posible encontrar en pequeñas cantidades ácidos propiónico, butírico y valérico. La acumulación de los AGV disminuye significativamente el pH, este efecto se puede mitigar manteniendo el pH del medio óptimo (Solano-Galvis, 2018).

Tiempo de retención

Este parámetro se refiere al tiempo que las bacterias requieren para poder degradar la materia orgánica siendo el parámetro con el que se determina el volumen del

biogestor. Está relacionado directamente con la temperatura ya que, si mayor es la temperatura, el tiempo de retención va a ser menor para la producción de biogás. Este tiempo también varía según el tipo de biogestor (Lozano-Ruiz & Sánchez-Montealegre, 2020).

1.3 Alternativas de mejora a la digestión anaerobia

La eficiencia metabólica de los microorganismos es importante en el éxito de la DA, y se requieren diferentes tipos de microorganismos en el proceso: aquellos involucrados en la hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Estos microorganismos actúan en sintrofia, uno depende del producto del otro, y la ausencia de un equilibrio adecuado entre estos grupos de microorganismos es una de las causas de inestabilidad del proceso, lo que lleva a la disminución o incluso la inhibición de la generación de CH_4 (Li et al., 2023). El desequilibrio en las poblaciones de microorganismos, debido a la inhibición del crecimiento de un grupo o crecimiento en exceso de otro, es causado por varios factores, por ejemplo, un alto nivel de compuestos tóxicos como iones de amonio, fosfato, sulfato y metales, variación de parámetros como temperatura, pH y tasa de carga orgánica están asociados con una disminución de la eficiencia de la DA (Lee et al., 2020). Existen varios estudios en la literatura que describen las posibles estrategias a emplear para minimizar las consecuencias de la incidencia de estos factores, como son el pretratamiento del sustrato, la bioaumentación y la dilución de la materia prima (codigestión), además de reajustes de temperatura y pH, entre otros. Aunque algunas de las estrategias son prometedoras, también pueden estar asociadas con un aumento en la duración del proceso de DA y del costo total del proyecto (Mao et al., 2015; Nzila, 2016).

1.3.1 Codigestión anaerobia

El proceso de DA puede presentar algunas limitaciones ligadas al sustrato empleado. Los residuos ganaderos como estiércol o purines contienen una baja Demanda Química de Oxígeno (DQO) y una alta concentración de Nitrógeno que

pueden provocar la inhibición del proceso. En ocasiones, debido a la carencia de algún nutriente en el sustrato o su pobre accesibilidad es necesario incorporar al proceso un cosustrato, dando lugar a lo que se denomina codigestión (Prajapati et al., 2018).

En la mayor parte de las investigaciones donde se busca obtener CH₄ por DA, se usa estiércol de diferentes orígenes; sin embargo, se han reportado diversos trabajos en los que se ha evaluado la codigestión, que es la adición de otro sustrato (del 10 al 50 % en peso seco) ya que proporciona beneficios como estabilización del proceso, pH y capacidad de amortiguación, incorporación de macro y micronutrientes en falta, reduce la concentración de compuestos inhibidores o tóxicos (AGV/amoníaco) a través de la dilución, logrando una mejor sinergia, la mejora cinética de la producción de metano y la actividad microbiana, con lo cual se mejora el rendimiento de metano en el proceso (López-González et al., 2021). También supone beneficios económicos debido al tratamiento de varios tipos de desechos en un solo biodigestor (Zahedi et al., 2020).

En la codigestión se debe establecer la sinergia entre los sustratos para aumentar la producción de biogás, en comparación con la monodigestión de los mismos sustratos. Estudios anteriores, afirman que la codigestión puede aumentar la producción de biogás de 25% a 400% sobre la DA de los mismos sustratos (Barreda Del Carpio et al., 2022; Castro-Molano et al., 2019).

Para la codigestión se han utilizado diversos residuos tanto cárnicos como domésticos o agrícolas, lodos de aguas residuales y estiércoles (Castro-Rivera et al., 2020). Teniendo en cuenta que la monodigestión de estiércol animal tiene un bajo rendimiento de metano, debido a su bajo contenido de SV y su baja relación C/N, se pueden emplear, para su tratamiento, las tecnologías de codigestión (Aguilar-Garrido, 2021). En el caso de los residuos animales el cosustrato más abundante suele ser el estiércol, principalmente de cerdo y vaca, que se ha convertido en una materia prima rentable para la DA en el medio rural (Ma et al., 2020).

Un criterio muy utilizado para seleccionar un cosustrato es el costo de su transporte desde el lugar en el que se genera hasta la planta de codigestión. Por ello en

muchas ocasiones se decide construir una planta centralizada que recoja los residuos de varias granjas de los alrededores junto con residuos urbanos e industriales (Torrecilla del Rey, 2021).

Actualmente, se busca la aplicabilidad de la codigestión en procesos industriales, por lo que se utilizan toda clase de mezclas sin entrar a valorar la sinergia de los sustratos, logrando un menor impacto en la producción de metano y un aumento en la carga orgánica. De ahí la importancia de realizar ensayos de laboratorio de Potencial bioquímico de metano (PBM), que demuestren el efecto antagónico o sinérgico de las posibles muestras a emplear (Prajapati et al., 2018).

1.4 Modelos cinéticos

Los modelos cinéticos permiten determinar de manera detallada y sin extensos tiempos experimentales, los factores ambientales u operacionales que afectan el equilibrio termodinámico de la población microbiana y la dinámica de sus procesos durante la DA, así como describir y predecir de manera más precisa el rendimiento y la producción de CH₄ (Bedoić et al., 2020). De esta manera, se busca disminuir errores de sobreestimación o subestimación de la producción de CH₄, dando como resultado estimaciones más fiables, además de proporcionar soporte para optimizar los procesos biológicos en términos de eficiencia, diseño, costos, parámetros ambientales y operacionales (Nguyen et al., 2019), debido a que la descripción cinética permite el análisis de los datos, la comparación de los sustratos y la evaluación de diferentes ambientes de actividad microbiana, proporcionando valiosa información sobre la composición del sustrato y las tasas de rendimiento de los constituyentes solubles y estructurales del sustrato (Cai et al., 2019).

De manera general, los modelos cinéticos se basan en tres aspectos fundamentales: velocidad de crecimiento de los microorganismos, relación entre la tasa de crecimiento de microorganismos y la utilización de sustrato y el comportamiento de los microorganismos con relación al sustrato (Díaz-Vargas & García-García, 2021).

Se han aplicado diferentes modelos para simular el proceso de la DA, siendo el modelo de Roediger, modelo de Gompertz y modelo de Hill, de los más empleados

para describir de manera rápida los mecanismos de degradación a partir de resultados experimentales disponibles (Cai et al., 2019).

El modelo de primer orden es el más empleado para ensayos batch (Maddela et al., 2021), debido a que es considerado uno de los más simples en su aplicación, además de que permite comprender los efectos de diferentes parámetros sobre el desarrollo microbiano en la etapa de hidrólisis en términos de degradación del sustrato, considerada la etapa limitante de la velocidad global del proceso de DA. Este modelo no considera la fase de latencia sino la disponibilidad de sustrato como el factor limitante, suponiendo que la hidrólisis rige el proceso (Morales-Polo et al., 2018).

No es aplicable en todos los casos de estudio y además no tiene en cuenta otras características importantes como la duración de la fase de retraso o letargo, que es un parámetro importante en la DA y está asociado con las etapas de acidogénesis y acetogénesis, por tal razón surge la necesidad de usar conjuntamente otros modelos (Amaranto-Alzate, 2022). Así, por ejemplo, se tiene el modelo de ajuste o modificado de Gompertz, el cual es considerado como uno de los mejores modelos de predicción cinética para describir el crecimiento de los microorganismos en un reactor batch y es uno de los más utilizados para determinar la cinética de la producción de CH₄ (Blasius et al., 2020). Este modelo describe el comportamiento microbiano, mediante una curva de crecimiento sigmoidal, donde se diferencian tres fases: la fase de retardo, la fase de crecimiento exponencial y la fase estacionaria, sin considerar la fase de declinación microbiana (Díaz-Vargas & García-García, 2021).

Por otra parte, el modelo de Hill es también ampliamente empleado por diversos autores (González-Herrera et al., 2021; López-González et al., 2021; Ríos-Obregón et al., 2018) y en él se consideraron dos etapas: acidogénica y metanogénica. Como contribución este modelo está que tiene en cuenta la inhibición por parte de bacterias acidogénicas y metanogénicas, una etapa de hidrólisis e inhibición por amoniaco libre (Amaranto-Alzate, 2022).

1.5 Análisis ambiental

Los grandes avances en la ciencia y la tecnología durante las últimas décadas, han permitido un crecimiento de la producción y consumo a nivel mundial, mejorando la vida de millones de personas en términos de esperanza y calidad de vida (Thøgersen, 2021). Este gran crecimiento lleva asociado el problema global del cambio climático, uno de los retos más importantes a los que se enfrenta la humanidad en la actualidad (Sánchez & Riosmena, 2021). La Convención Marco sobre el Cambio Climático (CMCC), en su artículo I, define el cambio climático como un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observado durante períodos de tiempo comparables (Díaz-Cordero, 2012). Aunque la actividad solar, la actividad volcánica y la concentración de GEI son las tres fuerzas que determinan la variabilidad climática, el principal factor del cambio climático es la concentración de GEI que son el vapor de agua, el CO₂, el óxido nitroso (N₂O), el CH₄ y el ozono (O₃) (Bastidas-Pacheco & Hernández, 2019). Científicos del mundo han determinado que es necesario conocer y medir el nivel de contaminación que se está alcanzando en la actualidad, por ello, en los últimos años, se han desarrollado una serie de indicadores que sirven como herramienta de diagnóstico de sostenibilidad ambiental, permitiendo conocer el impacto de la especie humana al medioambiente a través de sus actividades y consumo de recursos naturales. Los indicadores más importantes son la Huella Hídrica, la Huella Ecológica y la Huella de Carbono (Román-Rodríguez, 2021).

1.5.1 La Huella hídrica

La Huella hídrica (HH) es un término reciente que surge en 2002 por el Profesor Arien Hoekstra para tener un indicador del uso del agua dulce, incluyendo tanto el consumo directo, como el uso indirecto. Este consumo de agua se puede calcular para cualquier grupo definido de consumidores. En el caso de la HH de un país, esta se divide en interna y externa. La HH interna de un país consiste en el uso de recursos hídricos domésticos para producir bienes y servicios consumidos por los

habitantes del país (Hoekstra & Chapagain, 2007). En cambio, la HH externa es la resultante del consumo de bienes importados, es decir, el agua que se utiliza para la producción de bienes en el país exportador. A escala mundial, la HH externa representa el 16% de la HH promedio por habitante, aunque este porcentaje puede variar enormemente dentro de un mismo país y entre países. La HH de un producto consiste en el volumen total de agua dulce empleado para elaborar dicho producto, sumado a lo largo de toda la cadena de producción, también llamado contenido virtual de agua de un producto (Vargas-Pineda et al., 2020).

1.5.2 La Huella ecológica

La Huella ecológica (HE) es un indicador ambiental del impacto que ejerce una determinada comunidad humana sobre su entorno, considerando tanto los recursos necesarios como los residuos generados para el mantenimiento del modelo de producción y consumo de la comunidad (Martínez Castillo, 2007).

La metodología de cálculo de la HE se basa en la estimación de la superficie productiva necesaria para satisfacer los consumos necesarios asociados a la alimentación, a los productos forestales, al consumo energético y a la ocupación directa del suelo. Normalmente, la HE se suele expresar en hectáreas por habitante (ha/habitante) si se realiza el cálculo para un habitante en concreto. En el caso de calcular la HE para la totalidad de la población residente de un determinado territorio, se calcularía teniendo en cuenta la superficie total de ese territorio (Román-Rodríguez, 2021).

1.5.3 La Huella de Carbono

El origen de la Huella de Carbono (HC) se remonta a un subconjunto de la HE propuesta por Mathis Wackernagel y William Rees a principios de los años 90. En los últimos años, la HC se ha convertido en un término ampliamente utilizado en la sociedad sobre la responsabilidad y las acciones de reducción frente a la amenaza del cambio climático global (Wiedmann & Minx, 2008).

Es considerada una de las herramientas más importantes para cuantificar el conjunto de GEI producidos directa o indirectamente por personas, organizaciones,

productos o regiones geográficas. La HC, es la sumatoria de los gases emanados en las diferentes actividades productivas o bienes y servicios de forma directa o indirecta, expresado en término de CO₂ equivalente (CO₂ eq). Entre los gases que se cuantifican, el CH₄ tiene un potencial de calentamiento 28 veces mayor que el CO₂, y el Óxido Nitroso (N₂O) posee un potencial de calentamiento 265 veces superior (Angamarca-Padilla et al., 2023).

En este sentido, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) surge como un organismo creado en el sistema de Naciones Unidas, que elabora informes para apoyar a los diferentes gobiernos en materias relacionadas con el Cambio Climático, sus impactos y las medidas de adaptación y mitigación que deben ponerse en práctica. Dentro de sus áreas de trabajo, brinda orientación sobre los métodos para estimar las emisiones de CH₄ a partir de la fermentación entérica en el ganado y emisiones de CH₄ y N₂O de la gestión del estiércol (IPCC, 2019).

Según (IPCC, 2019), las emisiones de CO₂ provocadas por el ganado no se estiman porque se supone que las emisiones anuales netas de CO₂ equivalen a cero, el CO₂ de la fotosíntesis de los vegetales se devuelve a la atmósfera como CO₂ respirado. Una parte del Carbono se devuelve como CH₄ y es por esta razón que el CH₄ requiere consideración aparte.

La producción de ganado puede traer como resultado emisiones de CH₄ resultante de la fermentación entérica y emisiones de CH₄ y de N₂O de los sistemas de gestión del estiércol del ganado. Los vacunos constituyen una fuente importante de CH₄ en muchos países debido a su gran población y a la alta tasa de emisión de CH₄ provocada por su sistema digestivo rumiante. Las emisiones de CH₄ producidas por la gestión del estiércol tienden a ser menores que las entéricas; las emisiones más significativas se asocian con operaciones de gestión de animales confinados en las que el estiércol se maneja por medio de sistemas basados en líquidos (IPCC, 2019).

Los métodos para estimar las emisiones de CH₄ producidas por el ganado requieren definiciones de las subcategorías de ganado, las poblaciones anuales y, para los métodos de Nivel superior, la ingesta y la caracterización de los alimentos. Se han provisto coeficientes de digestibilidad de alimentos para distintas categorías de ganado a fin de ayudar a estimar la ingesta de alimentos en el cálculo de las

emisiones de fuentes entéricas y de estiércol. Existen tres niveles en dependencia de los datos que se posean para realizar el análisis: Nivel 1, Nivel 2 y Nivel 3. El método elegido depende de la disponibilidad de datos y de las circunstancias nacionales (IPCC, 2019).

El método de Nivel 2 es aplicable cuando la gestión del estiércol constituye una fuente principal o cuando los datos empleados para desarrollar los valores por defecto no se corresponden con las condiciones de gestión del ganado y del estiércol del país en cuestión. El método de Nivel 2 se basa en dos tipos fundamentales de entradas que inciden sobre el cálculo de los factores de emisión de CH₄ del estiércol:

Características del estiércol

Incluye la cantidad de SV producido en el estiércol y la mayor cantidad de CH₄ que puede producir ese estiércol (Bo). La Bo varía según las especies animales y el régimen alimentario, y es un rendimiento teórico de CH₄ basado en la cantidad de SV contenidos en el estiércol. Los materiales usados en las camas (paja, aserrín, viruta, etc.) no están incluidos en los SV modelizados según el método de Nivel 2. El tipo y el uso que se da a estos materiales es muy variable entre los distintos países. Dado que, habitualmente, están relacionados con sistemas de almacenamiento de sólidos, su aporte no sería significativo para la producción total de CH₄.

Características del sistema de gestión del estiércol

Incluye los tipos de sistemas empleados para gestionar el estiércol y un factor de conversión de metano específico del sistema (MCF, del inglés *methane conversion factor*) que refleja la porción de Bo que se está logrando. Se utilizan evaluaciones regionales de los sistemas de gestión del estiércol para estimar la porción de éste que se maneja con cada una de las técnicas de gestión del estiércol.

Según refleja (IPCC, 2019) en sus directrices, las emisiones de N₂O de sistemas líquidos o de fango sin una cobertura de costra natural, de lagunas anaerobias y de digestores anaerobios se consideran insignificantes debido a la ausencia de formas

oxidadas de Nitrógeno que ingresan en el sistema combinadas con el bajo potencial de nitrificación y desnitrificación que se puede producir.

Conclusiones Parciales

1. Los residuos orgánicos pueden provocar grandes problemas de contaminación tanto en suelos, aguas superficiales o subterráneas y emisión de gases de efecto invernadero.
2. La digestión anaerobia de residuos orgánicos como los estiércoles del sector agropecuario permite reducir su carga orgánica a la vez que se obtiene biogás y un efluente estabilizado (digestato) para su uso en la agricultura.
3. Los residuos ganaderos como la gallinaza y el estiércol porcino son empleados en procesos de digestión anaerobia, pero ambos se caracterizan por poseer un alto contenido de Nitrógeno, lo cual puede inhibir el proceso. La codigestión anaerobia se presenta como una opción para el tratamiento de estos residuos, ya que permite balancear el contenido de nutrientes y diluir compuestos tóxicos.
4. Se han aplicado diferentes modelos para simular el proceso de digestión anaerobia, siendo el modelo de Roediger, Gompertz y Hill, de los más empleados para describir los mecanismos de degradación a partir de resultados experimentales.
5. Para determinar el nivel de contaminación de productos o servicios se han desarrollado herramientas de diagnóstico de sostenibilidad ambiental, siendo las más importantes la Huella Hídrica, la Huella Ecológica y la Huella de Carbono.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se hará una descripción de las metodologías, técnicas y los ensayos realizados para el desarrollo de la presente investigación.

Durante el período de experimentación se realizaron dos ensayos de PBM. El primer ensayo tuvo el objetivo de determinar el potencial en monodigestión del EG, EP y su mezcla y el segundo ensayo fue para evaluar el efecto de la adición de EV a una mezcla de EG: EP. Además, se realizó un análisis ambiental de la propuesta de tratamiento de residuos, mediante la metodología propuesta por el IPCC para el cálculo de la Huella de Carbono.

2.1 Inóculo y sustratos empleados

Se utilizó como inóculo una mezcla de lodo anaerobio procedente de dos biodigestores con residuales de origen porcino como sustrato, uno del municipio Cabaiguán y otro localizado en la localidad Sur del Jíbaro, La Sierpe, Sancti Spíritus, Cuba. Los inóculos fueron tamizados a 2 mm y se mantuvieron en condiciones anaerobias por una semana para asegurar el agotamiento de la materia orgánica contenida.

En los ensayos se emplearon tres sustratos, EP, EG y EV. Los estiércoles fueron colectados en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”, Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro” perteneciente al municipio La Sierpe, Sancti Spíritus, Cuba; transportados y almacenados a 4°C.

El contenido de Sólidos totales (ST), SV, cenizas y pH se determinaron de acuerdo a las normas establecidas por los métodos estandarizados (APHA, 2017). Las características físico-químicas de los inóculos utilizados en los ensayos se muestran en la tabla 1. Cada inóculo fue colectado antes de realizar el ensayo, de ahí que los valores de pH, ST y SV fueron diferentes.

La calidad de los tres inóculos fue buena, de acuerdo al valor de SV%ST mayor o igual a 60% (VDI, 2016).

Tabla 1. Características físico-químicas de los inóculos utilizados

| Parámetros | Inóculo 1 | Inóculo 2 |
|------------|-----------|-----------|
| pH | 8,7 | 7,6 |
| ST (%MF) | 6,67 | 7,95 |
| SV (%ST) | 59,50 | 59,86 |

Fuente: elaboración propia.

2.2 Ensayo de Potencial Bioquímico de Metano

La determinación del PBM se realizó a escala de laboratorio en reactores de polietileno de 2 litros de capacidad, a temperatura ambiente. La variación de temperatura durante el día fue entre 29-31°C y durante la noche entre 25-27°C, para un promedio de 27°C. Los reactores se sellaron con un tapón de goma y la conexión a los colectores se realizó mediante una manguera. Todos los colectores contenían NaOH (12 % p/p) para facilitar la disolución de CO₂ en agua, contabilizándose el metano obtenido mediante el desplazamiento del líquido. La estructura del set experimental utilizado en el estudio se muestra en la Figura 2.

A cada reactor se le adicionó una cantidad determinada de sustrato para mantener una relación inóculo/sustrato (g SV/g SV) de 2, recomendada por la norma alemana para la fermentación de materiales orgánicos (VDI, 2016).

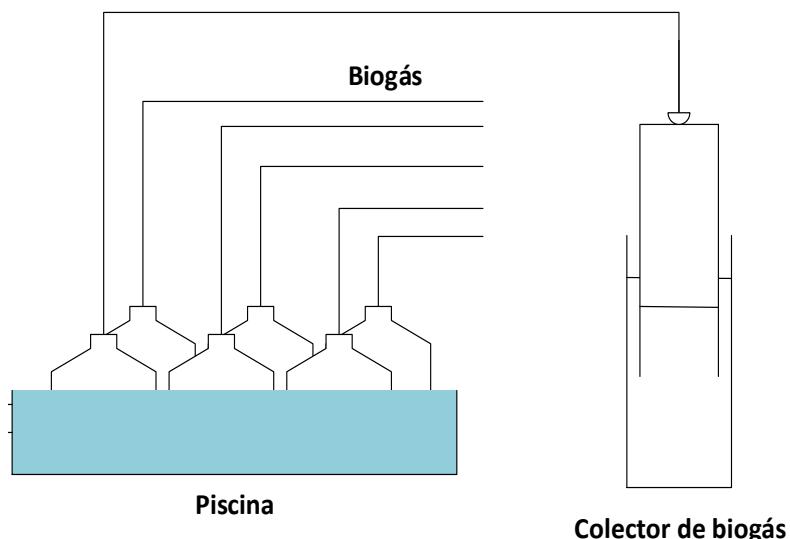


Figura 2: Esquema de la instalación experimental para ensayos en discontinuo. Fuente: (López-González et al., 2021).

Todos los reactores fueron agitados manualmente una vez al día. El rendimiento de metano obtenido experimentalmente se corrigió a condiciones normalizadas de temperatura y presión (0 °C y 101,3 kPa) y se expresó como litros de metano por kilogramos de SV añadidos (LCH₄/kgSV).

2.2.1 Potencial Bioquímico de Metano para las monodigestiones de gallinaza y estiércol porcino y su codigestión

En un primer ensayo se determinó el PBM del EG y EP en monodigestión, y su mezcla en una relación de 46% de EG y 54% de EP (EG₄₆:EP₅₄), de acuerdo a la disponibilidad de 1000 gallinas y 200 cerdos existente en el escenario de estudio (UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”, Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”, Sancti Spíritus, Cuba). Se emplearon doce reactores, de ellos tres contenían el inóculo 1 (blanco), tres contenían la mezcla de EG₄₆:EP₅₄ y otros seis contenían las monodigestiones de EG y EP, tres para cada sustrato. La matriz de diseño experimental para los tres tratamientos se muestra en la siguiente tabla (Tabla 2). El ensayo anaerobio se realizó por 27 días.

Tabla 2. Matriz del primer diseño experimental

| Tratamientos | %SV | |
|-----------------------------------|-----|-----|
| | EG | EP |
| EG ₁₀₀ EP ₀ | 100 | 0 |
| EG ₀ EP ₁₀₀ | 0 | 100 |
| EG ₄₆ EP ₅₄ | 46 | 54 |

*Referido al % de SV contenidos en la mezcla

Fuente: elaboración propia.

2.2.2 Potencial Bioquímico de Metano para la monodigestión de estiércol vacuno y la codigestión de gallinaza, estiércol porcino y vacuno

Para este segundo ensayo de PBM, en cada reactor se adicionaron 19 g SV de sustrato, para mantener una relación inóculo/sustrato (g SV/g SV) de 2 (VDI, 2016).

Se utilizaron quince reactores, de ellos, tres contenían EV en monodigestión, otros nueve fueron preparados con tres mezclas en base al contenido de SV que aportaba cada sustrato, mientras que, los tres restantes contenían solo inóculo 2 (blanco).

Primero se calculó el % de SV a aportar por la mezcla EG: EP, para ello se estableció que EG: EP = 100-EV, para una adición de 15, 30 y 45 % de EV, lo que es igual a 85, 70 y 55 %, respectivamente. Luego se calculó la proporción de EG: EP para una relación fija de 40:60, determinada por la disponibilidad de 180,79 g SV de los cuales, 73,91 g SV son aportados por 1000 gallinas ponedoras y 108,88 g SV son aportados por 200 cerdos, en el escenario de estudio. Así el % de SV aportado en cada mezcla por el EG y EP se calculó por las siguientes ecuaciones:

$$EG = (100 - EV) * 40/100 \quad (1)$$

$$EP = (100 - EV) * 60/100 \quad (2)$$

La matriz de diseño experimental para los cuatro tratamientos se muestra en la tabla 3. El ensayo se realizó por 39 días.

Tabla 3. Matriz del segundo diseño experimental

| Tratamientos | % SV* | | |
|--|-------|----|-----|
| | EP | EG | EV |
| EG ₀ :EP ₀ :EV ₁₀₀ | 0 | 0 | 100 |
| EG ₃₄ :EP ₅₁ :EV ₁₅ | 51 | 34 | 15 |
| EG ₂₈ :EP ₄₂ :EV ₃₀ | 42 | 28 | 30 |
| EG ₂₂ :EP ₃₃ :EV ₄₅ | 33 | 22 | 45 |

*Referido al % de SV contenidos en la mezcla

Fuente: elaboración propia.

2.3 Determinación de la sinergia de las codigestiones

La sinergia (Φ) se refiere al trabajo colectivo de varios actores, creando así un efecto más grande que el esperado por la suma de los efectos de cada uno al operar independientemente (Castro-Molano et al., 2019).

Para calcular los efectos sinérgicos de la codigestión se realizó una comparación del rendimiento de metano experimental (PBM experimental) de cada mezcla con el rendimiento esperado (PBM esperado), de acuerdo con la ecuación 3 propuesta por (Labatut et al., 2011). El PMB esperado fue calculado mediante la ecuación 4.

$$\Phi = \frac{PBM_{experimental}}{PBM_{esperado}} \quad (3)$$

$$PBM \text{ esperado} = PBM1 * f1 + PBM2 * f2 + \dots + PBMn * fn \quad (4)$$

Donde $PBMn$ representa la producción de metano de la monodigestión del componente n. Los valores de $f1, f2, \dots, fn$ son las fracciones de SV adicionados según el componente n. Teniendo en cuenta los valores obtenidos para Φ se puede determinar el efecto de la combinación, como se muestra en la tabla 4.

Tabla 4. Significado del valor Φ

| Resultado | Descripción |
|------------|--------------------------|
| $\Phi > 1$ | Existe efecto sinérgico |
| $\Phi < 1$ | Existe efecto antagónico |
| $\Phi = 1$ | El resultado no es claro |

Fuente: elaboración propia.

2.4 Procesamiento estadístico

Para el procesamiento estadístico de los parámetros evaluados se utilizó el paquete estadístico *Statgraphics Centurión XV*. Se empleó el análisis de varianza de clasificación simple y para comparar las medias se utilizó la prueba de intervalos

múltiples de Duncan (p -valor $\leq 0,05$). El comportamiento cinético fue descrito a través de dos modelos de reacciones de primer orden (Ecuaciones 5-6), y uno de segundo orden (7), para analizar el comportamiento de la producción acumulada de metano P_m (L CH₄/kg SV) en un tiempo dado t (d).

Modelo de Roediger:

$$P = P_m * [1 - \exp(-kt)] \quad (5)$$

Modelo de Gompertz modificado:

$$P = P_m \exp \left[-\exp \left(\frac{R_m e}{P_m} (\lambda - t) + 1 \right) \right] \quad (6)$$

Modelo modificado de Hill:

$$P = P_m \frac{t^b}{(c^b + t^b)} \quad (7)$$

A partir del ajuste de los datos experimentales a los modelos, los parámetros cinéticos obtenidos fueron: mayor rendimiento de metano P_m (L CH₄/kg SV), constante cinética de velocidad aparente k (d⁻¹), duración del desfase inicial en la producción de metano λ (d), máxima producción específica de metano R_m (L CH₄/kg SV d), el tiempo al cual la mitad del rendimiento de metano es alcanzado c (d) y b un parámetro para ajuste del modelo.

2.5 Análisis ambiental. Metodología para estimar la Huella de Carbono

Para valorar ambientalmente el tratamiento propuesto para los estiércoles, mediante codigestión anaerobia, se realizó el cálculo de la HC de la gestión del estiércol en el escenario de estudio, y se realizó teniendo en cuenta la metodología planteada por las directrices del IPCC (IPCC, 2019).

De acuerdo al IPCC existen tres niveles para estimar las emisiones de CH₄ del estiércol de ganado. En el árbol de decisiones que se muestra en la figura 3 se brinda la orientación que se empleó para determinar qué nivel usar.

En el caso de esta investigación, se empleó el Nivel 2, teniendo en cuenta el nivel de datos que se poseen, aunque independientemente del nivel elegido, en primer lugar se divide la población animal en categorías y se aplica la metodología propuesta por el (IPCC, 2019).

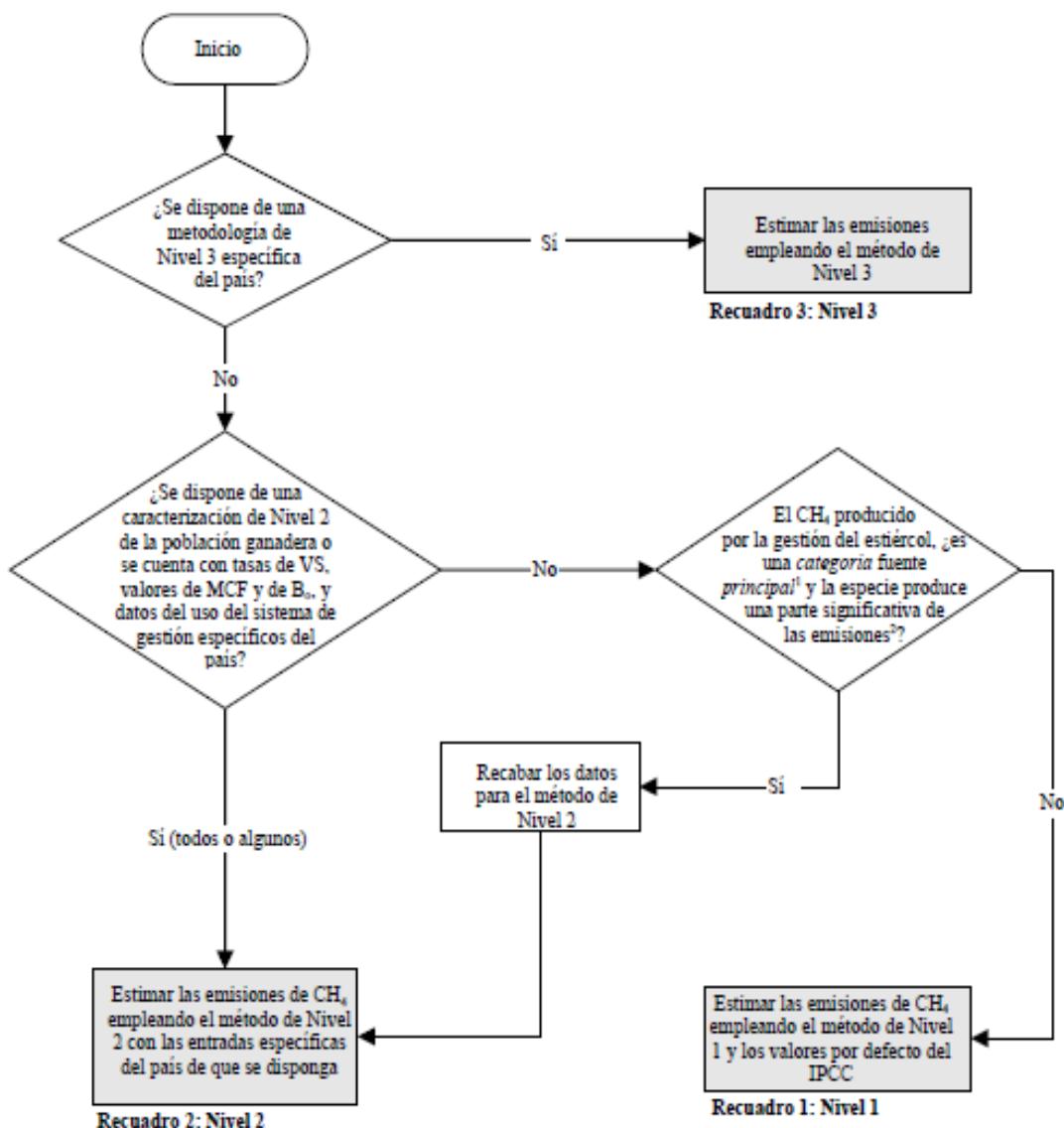


Figura 3: Árbol de decisiones para emisiones de CH₄ resultantes de la gestión del estiércol.
Fuente (IPCC, 2019).

Luego de dividir la población animal en categorías se siguen los cuatro pasos para estimar las emisiones de CH₄ producidas por la gestión del estiércol:

Paso 1: Se recolectaron datos de la población a partir de la caracterización de la población de ganado, teniendo en cuenta: especie de ganado, categoría y población.

Paso 2: Se emplearon valores por defecto y se calcularon factores de emisión específicos para cada subcategoría de ganado en función de los kilos de metano por animal por año.

Paso 3: Se multiplicaron los factores de emisión de las subcategorías de ganado por las poblaciones para estimar la emisión de cada subcategoría, y se sumaron los de todas las subcategorías para estimar la emisión total por especie de ganado primaria.

Paso 4: Se sumaron las emisiones de todas las especies de ganado definidas para determinar las emisiones totales.

El cálculo del factor de emisión anual de metano (FE_(T)) se realizó empleando la ecuación 8:

$$FE(T) = (SV(T) * 365) * [Bo(T) * 0,67 \text{ kg/m}^3 * \sum MCF_{S,k} / 100 * MS_{(T,S,k)}] \quad (8)$$

Donde:

FE_(T) = factor de emisión anual de CH₄ para la población de ganado categoría T, kg CH₄ animal⁻¹ año⁻¹.

SV_(T) = sólidos volátiles excretados por día en la categoría de ganado T, kg materia seca animal⁻¹ día⁻¹.

365 = base para calcular la producción anual de SV, días año⁻¹.

Bo_(T) = capacidad máxima de producción de metano del estiércol producido por el ganado de la categoría T, m³ CH₄ kg⁻¹ de SV excretados.

0,67 = factor de conversión de m³ de CH₄ a kilos de CH₄.

MCF_(S,k) = factores de conversión de metano para cada sistema de gestión del estiércol S por región climática k, %.

MS_(T,S,k) = fracción del estiércol del ganado de la categoría T manejado usando el sistema de gestión de desechos S en la región climática k, sin dimensión.

Para determinar los valores de MCF se tuvieron en cuenta los datos brindados por el IPCC para los sistemas de gestión del estiércol de ganado, el MCF se multiplicó por la tasa de excreción de SV y por la Bo, determinada en los ensayos de PBM realizados en este estudio.

En las siguientes tablas (Tablas 5 y 6) se muestran las diferentes categorías de ganado, forma de gestión del estiércol y los valores de SV, MCF y Bo que se tuvieron en cuenta para realizar el cálculo del FE. Los valore de SV y Bo se tomaron de los ensayos de laboratorio realizados y el índice de MCF se corresponde con los valores propuestos por el IPCC para los escenarios estudiados.

Se plantearon dos escenarios para el cálculo de la Huella de Carbono. Un Escenario 1 (base) con el empleo de lagunas anaerobias como sistema de tratamiento y almacenaje de sólidos y un Escenario 2 (propuesto) con el empleo de DA como tratamiento empleando biodigestores anaerobios de alta fuga, tecnología de baja calidad y tecnología de almacenamiento de baja calidad, según las categorías descritas en la tabla 10.17 del (IPCC, 2019).

Tabla 5. Categorías de ganado, forma de gestión del estiércol y valores de SV, MCF y Bo de las especies de ganado de la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios” en el Escenario 1 (base).

| Categoría | Forma de gestión del estiércol | MCF (%) | SV (kg SV/cabeza día) | Bo (m ³ /kg SV) |
|---------------|--------------------------------|---------|-----------------------|-----------------------------|
| Porcino 50 kg | Laguna anaerobia | 80 | 0,54 | 0,20 |
| Ave 1,6 kg | | | 0,07 | 0,40 |
| Vacuno 305 kg | Almacenaje de sólidos | 5 | 0,98 | 0,19 |

Fuente: elaboración propia.

Tabla 6. Categorías de ganado, forma de gestión del estiércol y valores de SV, MCF y Bo de las especies de ganado de la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios” en el Escenario 2 (propuesto).

| Categoría | Forma de gestión del estiércol | MCF (%) | SV (kg SV/cabeza día) | Bo (m ³ /kg SV) |
|------------------|--------------------------------|---------|-----------------------|-----------------------------|
| Porcino 50 kg | Biodigestor Anaerobio | 10 | 0,54 | 0,20 |
| Ave 1,6 kg | | | 0,07 | 0,40 |
| Vacuno 305 kg | | | 0,98 | 0,19 |

Fuente: elaboración propia.

Conclusiones Parciales

1. Se propusieron dos ensayos de Potencial Bioquímico de Metano para el estudio de la mono y codigestión de estiércoles, basado en la metodología alemana del VDI 2016.
2. En el análisis estadístico se realizó la prueba análisis de varianza de clasificación simple y en la comparación de las medias se utilizó la prueba de intervalos múltiples de Duncan, soportado en el paquete estadístico *Statgraphics Centurión XV*.
3. Para la estimación de los parámetros cinéticos de la digestión anaerobia se propusieron dos modelos de reacciones de primer orden, y uno de segundo orden que se ajustaron a los rendimientos de metano experimentales.
4. La metodología seleccionada para el análisis ambiental se basó en las directrices vigentes del Panel Intergubernamental de Cambio Climático. Se aplica la metodología de Nivel 2, debido al nivel de datos existentes del ganado y las formas de gestión del estiércol.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización físico-química de los sustratos

Los Sólido Totales y los Sólidos Volátiles de los sustratos evaluados se muestran en la tabla 7. Los valores de ST obtenidos para EV y EP coinciden con los intervalos reportados en la literatura, y oscilan entre 13-56 % y 15-49 %, respectivamente (Varnero, 2011). El valor de ST para el EG se encuentra por debajo del intervalo reportado por (Varnero, 2011) de 26-92 % y puede tener varias causas, entre ellas se encuentra la estación del año que fue húmeda en el momento de recolección (Mayo, 2023), la alimentación que se ofrece a los animales, el manejo del agua de bebida y al método de recolección. En el escenario del presente estudio el método de recolección fue húmedo, ya que el piso de cemento del pozo donde se deposita la gallinaza se limpiaba con agua a presión, a diferencia de otros pozos donde la gallinaza va cayendo y se acumula por periodos entre 6 y 12 meses, así una parte del agua es drenada. En el proceso de DA para la producción de biogás, los SV poseen gran importancia porque es el parámetro que cuantifica la cantidad de materia orgánica disponible para los microorganismos y, por tanto, apropiado para ser transformada en biogás. Los valores obtenidos para los sustratos en el ensayo están en el intervalo reportado en la literatura por (Tian et al., 2023) y confirman su potencialidad como sustratos en el proceso de DA.

Tabla 7. Contenido de ST y SV para los tres sustratos en estudio

| Sustratos | % ST | SV%ST |
|-----------|-------|-------|
| EG | 19,81 | 74,62 |
| EP | 31,52 | 76,76 |
| EV | 19,12 | 85,29 |

Fuente: elaboración propia.

En cuanto a los valores de pH, el EG muestra un valor de 7,6; EP de 7,3 y EV de 7,5. Para el caso del EG (Cai et al., 2021) reporta que los valores de pH que se encuentra entre 7,5 a 8,5; el valor obtenido en este estudio se corresponde con este intervalo propuesto. Según (Camargo et al., 2023) el EP tiene un pH de 6,4 a 7,3, por lo que el valor obtenido en este estudio se encuentra dentro de dicho rango. Otro estudios realizados por (Ge et al., 2022) aseguran que el EV tiene pH de 7 a 8, intervalo que coincide con el valor obtenido en esta investigación, por lo que todos los sustratos presentan un pH óptimo para el proceso de DA.

El valor de pH tiene gran importancia para la DA, ya que el proceso se afecta negativamente con pequeños cambios en los niveles de pH (que se encuentran fuera del rango óptimo) (Camargo et al., 2023). Los microorganismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que el resto de los microorganismos de la comunidad microbiana anaeróbica. Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de DA presentan niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad (Cai et al., 2021). El óptimo es entre 5,5 y 6,5 para acidogénicos y entre 7,8 y 8,2 para metanogénicos. El pH óptimo para cultivos mixtos se encuentra en el rango entre 6,8 y 7,4, siendo el pH neutro el ideal (Varnero, 2011).

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe ser inferior a 6 ni superior a 8. Debido a que la metanogénesis se considera la etapa limitante del proceso, es necesario mantener el pH del sistema cercano a la neutralidad. Los acidogénicos son significativamente menos sensibles a valores más extremos de pH (Ge et al., 2022).

En cuanto a la relación C/N, Según (Mamani et al., 2021) la relación C/N de EG es de 8:1; para EP de 12:1 y para EV alrededor de 30-48:1 (Barreda Del Carpio et al., 2022). Como muestran estos valores, tanto el EG como el EP tienen una baja relación C/N, por lo que se ve inhibido el proceso de DA debido a la acumulación de amoniaco dentro del biodigestor, lo que resulta tóxico para los microorganismos, por lo que la codigestión con EV se muestra como una vía para la mejora de la DA del EG y EP.

Dentro de la literatura consultada, varios autores (Abraham et al., 2020; Aguilar-Garrido, 2021; Bavariani et al., 2019) coinciden en que tanto el EG como el EP no poseen una relación C/N óptima para mantener la estabilidad de proceso de DA. El Carbono y el Nitrógeno son las principales fuentes de alimentación de los microorganismos que intervienen en el proceso. El Carbono constituye la fuente de energía y el Nitrógeno es utilizado para la formación de nuevas células. Estas bacterias consumen 30 veces más Carbono que Nitrógeno, por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 20:1 (Mamani et al., 2021).

La descomposición de materiales con alto contenido de Carbono, superior a 35:1, ocurre más lentamente, porque la multiplicación y desarrollo de bacterias es bajo, por la falta de Nitrógeno, pero el período de producción de biogás es más prolongado. En cambio, con una relación C/N menor de 8:1 se inhibe la actividad microbiana debido a la formación de un excesivo contenido de amonio, el cual en grandes cantidades es tóxico e inhibe el proceso (Hamzah et al., 2022).

De forma general, los valores de Nitrógeno para los sustratos evaluados se encuentran alrededor de 0,3-2% para EV; 1-2,5% para EP y de 1,4-7% para EG, aunque estos valores pueden variar ampliamente en dependencia de la alimentación de los animales (Tawfik et al., 2023). Según (Bavariani et al., 2019) del 10-40% del Nitrógeno del EG es aportado por el pienso que desperdician estos animales durante su alimentación, de ahí que presente valores superiores que el resto de los sustratos.

El Amonio y el Nitrógeno amoniacial son los principales productos inorgánicos de la descomposición de la fracción orgánica nitrogenada en la fase de acidogénesis de la DA. El estado de equilibrio se establece entre las formas mencionadas de Nitrógeno, y su participación en el Nitrógeno amoniacial total depende del pH. A medida que aumenta el pH, aumenta el Nitrógeno amoniacial. A pH neutro, prevalece la forma disociada; sólo el 0,5% del Nitrógeno está en forma de amoníaco, mientras que a pH igual a 8, su participación aumenta hasta el 5% (Kacprzak et al., 2023).

La acumulación de Nitrógeno amoniacal en el digestor puede provocar la inhibición del proceso. El mecanismo de inhibición causado por el amoníaco puede estar relacionado con la inhibición de reacciones enzimáticas específicas (bloqueo de enzimas); el desequilibrio del pH dentro de la célula y, por tanto, la alteración del equilibrio ácido-base y la deficiencia de Potasio y la acumulación de AGV. La alteración del equilibrio del proceso conduce a la acumulación de AGV en el biodigestor, lo que provoca una disminución del pH y, por tanto, una disminución de la concentración de Nitrógeno amoniacal. Además, el amoníaco inhibe el proceso de absorción del ácido acético (Jiang et al., 2019).

Es difícil indicar el valor límite del Nitrógeno para la inhibición de la DA de EG porque depende de las características del residuo, las características del inóculo y las condiciones del proceso (temperatura, pH), la forma del Nitrógeno (el Nitrógeno amoniacal es más tóxico que los iones de amonio, la inhibición del proceso para el Nitrógeno amoniacal se observa a concentraciones superiores a 45-100 mg/L y para los iones de amonio superiores a 1700 mg/L). En la literatura también se describe un amplio rango de concentraciones inhibidoras de Nitrógeno (desde 1,7 g/L hasta 14 g/L) (Yin et al., 2021) porque depende, en gran medida, de la adaptación de los microrganismos que intervienen en el proceso (Kacprzak et al., 2023).

3.2 Rendimiento de metano para estiércol porcino y de gallina y su mezcla

El mejor rendimiento de metano acumulado experimentalmente se obtuvo para el EG con un valor de 404,65 L CH₄/kgSV, seguido por la mezcla EG₄₆:EP₅₄ con 256,81 L CH₄/kgSV y el menor valor lo muestra la monodigestión de EP con 202,44 L CH₄/kgSV. Estos resultados de las monodigestiones se encuentran dentro del intervalo reportado en la literatura según (Marin-Batista et al., 2016) para EG y para EP según (Castro-Molano et al., 2019).

Teniendo en cuenta que la gallinaza está compuesta por una mezcla de heces, orina, plumas, cama utilizada y restos de comida desperdiciada, con un alto contenido en grasas y proteínas, es de esperar un alto rendimiento de metano, como sucedió en este estudio. Un rendimiento de biogás similar fue reportado por (Wang

et al., 2019) para gallinas ponedoras, con un valor de 410 L CH₄/kgSV. Sin embargo, los autores afirman que la baja relación C/N (inferior a 13), resulta un inconveniente para la estabilidad del proceso de DA. Estudios realizados por otros autores (Aguilar-Garrido, 2021; Barraco & Capandeguy, 2022) afirman que las gallinas poseen una conversión del Nitrógeno ineficiente; aproximadamente del 50% al 80% del Nitrógeno ingerido es excretado, lo cual hace que este residuo contenga grandes cantidades de formas nitrogenadas. Además, la dieta de estos animales a base de pienso aporta un elevado contenido de nutrientes, principalmente proteínas, que también son responsables del alto rendimiento de metano de la gallinaza en monodigestión (Kacprzak et al., 2023). Otros estudios (Canchila-Benítez et al., 2022) han reportado rendimientos de metanos de 390 L CH₄/kg SV para gallinas ponedoras, resultado similar al obtenido en este estudio.

El EP también se caracteriza por un elevado contenido de Nitrógeno, por lo que varios autores lo emplean como cosustrato con otros residuos ricos en Carbono, con el fin de mejorar la relación C/N y la estabilidad del proceso (Barreda Del Carpio et al., 2022). En otro estudio, (Wang et al., 2017) trabajaron la monodigestión de EP y su codigestión con tallo de maíz. Los resultados muestran un rendimiento acumulado de 239 L CH₄/kgSV para el EP, resultado similar al obtenido en este estudio. Además, (Tian et al., 2023) obtuvieron un rendimiento de metano de 181,71 L CH₄/kgSV para el EP y demuestran el efecto sinérgico cuando actúa como cosustrato con paja de arroz.

Para el caso de la mezcla EG₄₆:EP₅₄ se obtuvo un rendimiento de metano experimental inferior al rendimiento esperado de 322,65 L CH₄/kgSV, para $\Phi < 1$, lo que demuestra el efecto antagónico de la mezcla, al ser el rendimiento experimental menor que el rendimiento esperado. Tanto el EG como el EP son sustratos con un alto contenido de Nitrógeno (Barreda Del Carpio et al., 2022; Sillero et al., 2022), por lo que la relación C/N de la mezcla no se vio favorecida durante el proceso de codigestión de estos sustratos. Tanto en EG como el EP presentan concentraciones de Nitrógeno superiores al 2% (Varnero, 2011), por lo que el proceso puede verse inhibido cuando actúan como cosustratos. Es ampliamente informado en la literatura que concentraciones de Nitrógeno amoniacal desde 1,7 g/L hasta 14 g/L pueden

ser causas de inhibición del proceso de DA (Yin et al., 2021). Aunque en el presente estudio no se determinaron las concentraciones de Nitrógeno dentro de los reactores, por la literatura consultada podemos asumir que este factor afectó la codigestión de EG:EP.

Estudios realizados por (Shen et al., 2018) evaluaron la codigestión de EG y cáscara de Durán en diferentes proporciones, los autores reportan una disminución del rendimiento de metano debido a la abundante proteína cruda contenida en el EG (5,2%) que resultó en la acumulación de Nitrógeno amoniacal y amoníaco libre, lo que afectó la estabilidad del sistema de DA. Además, según (Singh et al., 2021), una baja relación C/N y alta concentración de Nitrógeno amoniacal se encuentra disponible en los excrementos de gallinas y estas altas concentraciones son tóxicas para los microorganismos anaerobios, ya que inhibe reacciones enzimáticas y afecta el pH de la célula; por lo que se disminuye la eficiencia del proceso.

La relación C/N es un parámetro esencial para evaluar el equilibrio de nutrientes de los sustratos en DA. Una relación C/N desfavorable (inferior a 20-30:1) puede explicar una disminución en el rendimiento de metano observado en la codigestión de algunos sustratos (Shen et al., 2018). Los sustratos evaluados en esta mezcla poseen una relación C/N menor que el rango óptimo reportado en la literatura, de ahí la necesidad de incorporar otro sustrato rico en Carbono a la mezcla, de forma que se logre balancear la relación C/N e incrementar el rendimiento de metano (Torrecilla del Rey, 2021).

3.2.1 Comportamiento cinético de la digestión anaerobia

En la Tabla 8 se detallan los parámetros cinéticos y sus estadísticos a partir del ajuste de los modelos: de Roediger (MR), de Hill modificado (MH) y de Gompertz modificado (MG). Como se puede observar todos los modelos se adecuaron a los datos experimentales del rendimiento de metano acumulativo con un valor de R^2 aj superior al 90%.

El error estándar de estimación estuvo entre 5,87 y 21,84, con valores superiores para el modelo de Roediger. Como se observa en la Figura 4 hay un mejor ajuste para los modelos de Gompertz y de Hill.

Tabla 8. Rendimiento experimental acumulado y parámetros cinéticos estimados por los modelos

| Mezcla | y_{CH_4exp} | Modelo | y_{CH_4max} | k | R_m | λ | b | c | R^2 | ES |
|-----------------------------------|---------------|--------|---------------|------|-------|-----------|------|------|-------|-------|
| EG ₁₀₀ EP ₀ | 404,65 | MR | 449,96 | 0,10 | | | | | 97,25 | 21,84 |
| | | MH | 425,28 | | | | 2,06 | 6,23 | 99,67 | 7,57 |
| | | MG | 394,13 | | 40,41 | 1,09 | | | 99,80 | 5,87 |
| EG ₀ EP ₁₀₀ | 202,44 | MR | 268,83 | 0,05 | | | | | 90,39 | 19,64 |
| | | MH | 200,56 | | | | 2,17 | 9,06 | 93,12 | 16,62 |
| | | MG | 182,01 | | 14,15 | 2,00 | | | 93,05 | 16,70 |
| EG ₄₆ EP ₅₄ | 256,81 | MR | 277,99 | 0,10 | | | | | 96,92 | 14,11 |
| | | MH | 272,97 | | | | 1,77 | 6,42 | 98,32 | 10,42 |
| | | MG | 244,08 | | 23,23 | 0,66 | | | 97,71 | 12,16 |

Fuente: elaboración propia.

Donde:

y_{CH_4exp} : Rendimiento experimental de metano (L CH₄/kgSV)

MR: Modelo de Roediger

MH: Modelo de Hill modificado

MG: Gompertz modificado

y_{CH_4max} : mayor rendimiento de metano (L CH₄/kgSV)

k : constante cinética de velocidad aparente k (d⁻¹)

R_m : velocidad máxima de producción de metano (L CH₄/kg SV d)

λ : Fase de retardo (días)

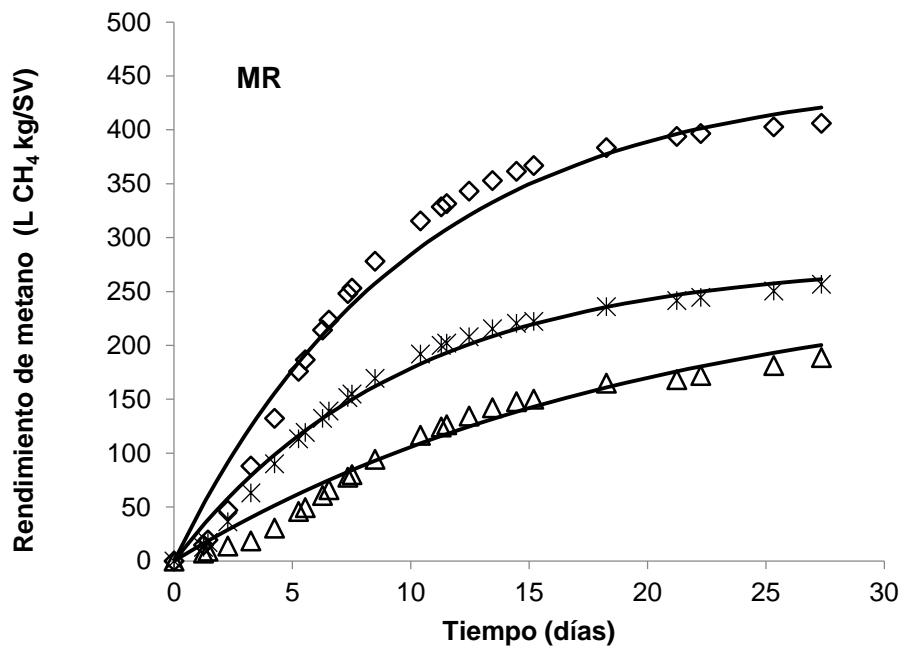
b : parámetro para ajuste del modelo

c : el tiempo al cual la mitad del rendimiento de metano es alcanzado (días)

R^2 : Coeficiente de determinación ajustado (%)

ES: Error estándar del estimado

Los mayores rendimientos de metano obtenidos, de acuerdo al modelo de Hill modificado, fueron de 425,28, 200,56 y 272,97 L CH₄/kgSV para el EG, EP y su mezcla respectivamente. El rendimiento de la mezcla fue un 36% superior respecto al del EP, lo cual es esperado de acuerdo al elevado rendimiento obtenido para el EG y la proporción de 46% de SV de EG presentes en la mezcla estudiada.



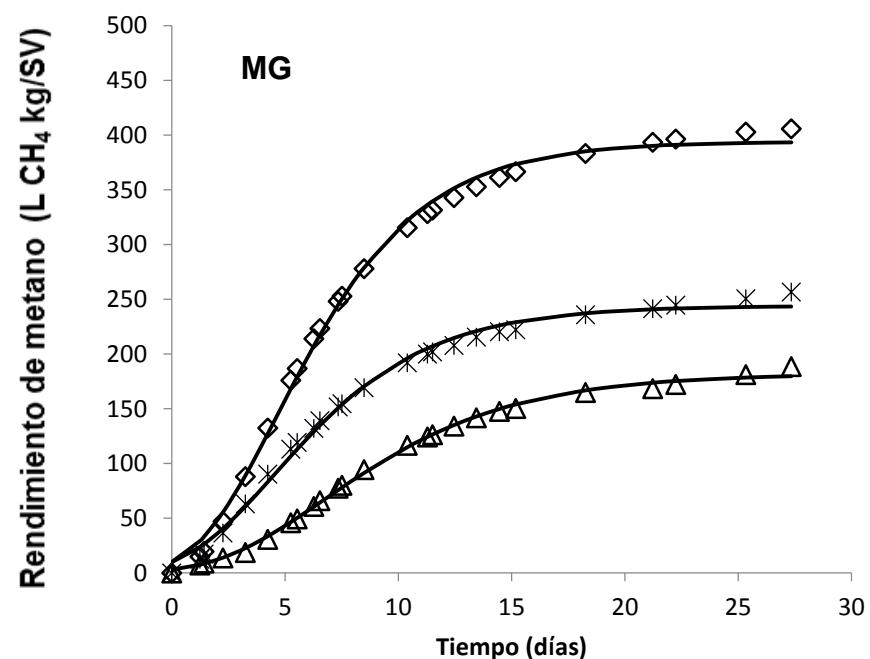
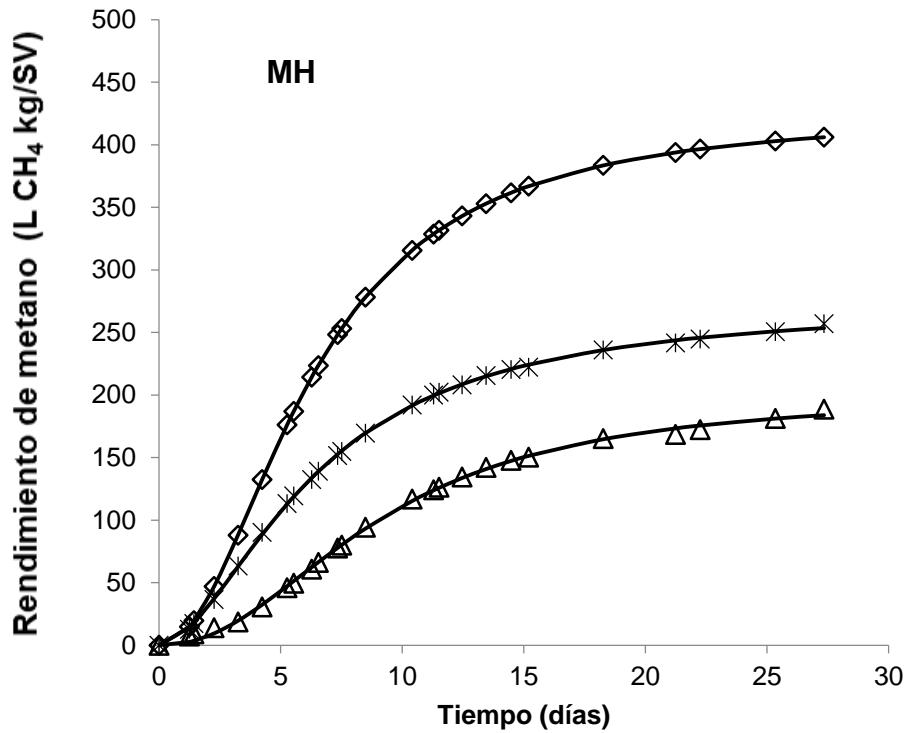


Figura 4: Rendimiento acumulativo de metano experimental, (rótulos) para $EG_{100}:EP_0$ (◊), $EG_0:EP_{100}$ (Δ), $EG_{46}:EP_{54}$ (x) y su ajuste de acuerdo a MR, MH y MG (líneas).

La fase de retardo para los sustratos en monodigestión fue para EP de 2 días, EG 1,09 y el menor valor corresponde a la mezcla EG₄₆:EP₅₄ con 0,66, lo que demuestra que en la mezcla ocurre una rápida biodegradabilidad respecto a los sustratos por separado. Una fase de retardo de 2 días para EP fue reportada por (López-González et al., 2019) y afirman que puede deberse a la presencia de antibióticos y desinfectantes que se emplean durante el período de crianza de los animales, los cuales pueden causar una inhibición temporal de la DA y más tiempo de adaptación de los microorganismos.

La velocidad máxima de producción de metano (Rm) fue mayor para el EG en monodigestión, seguido por la mezcla EG₄₆:EP₅₄. La alta carga orgánica del EG influye en su potencial de biometanización, este residuo es una mezcla heterogénea de heces, plumas, cama utilizada y gran parte del pienso es recogido con el estiércol, este alimento contiene gran cantidad de proteínas y carbohidratos, lo que influye en el alto rendimiento de metano del EG. Se ha demostrado que la DA de EG en jaula presenta altos rendimientos de metano, debido precisamente a la gran cantidad de alimento desperdiciado por estos animales (Marin-Batista et al., 2015). El menor valor se corresponde con el EP, debido a que gran parte de la dieta que reciben estos animales, en el escenario de estudio, es a base de paja y residuos del secadero del arroz, que presenta un alto contenido lignocelulósico de difícil degradación por parte de estos animales, que no poseen la batería enzimática necesaria para romper los enlaces de lignina que posee este residuo. Este tipo de residuos es altamente resistente a la hidrólisis enzimática, ocasionando una baja eficiencia. Además, a medida que aumenta el contenido de fibras, disminuye la velocidad de producción máxima para los días de experimento.

3.3 Rendimiento de metano para la mezcla de gallinaza y estiércol porcino con adición de estiércol vacuno

En este segundo ensayo se determinó el rendimiento de metano del EV en monodigestión, ya que se presenta como una opción viable para la mejora de la codigestión de EG y EP, al ser un residuo orgánico con una alta relación C/N (alrededor de 38:1) (Huamán-Borja & Huayllani-Velásquez, 2020) y que se

encuentra disponible en zonas adyacentes al escenario de estudio. La disponibilidad y cercanía de los cosustratos es un parámetro importante a tener en cuenta para disminuir los costos e impactos del proceso de DA.

El rendimiento de metano del EV en monodigestión mostró un valor de 188,07 L CH₄/kgSV, menor al de las monodigestiones de EG y EP obtenidos en el ensayo anterior, debido, principalmente, a su alto contenido de materia orgánica rica en celulosa, hemicelulosa y lignina, que son de difícil degradación, por lo que muestra bajos rendimientos cuando se emplea por sí solo en procesos de DA (Zhu et al., 2020).

Otros autores han estudiado la monodigestión de EV, (Hamzah et al., 2022) reportan un rendimiento de 179,08 L CH₄/kgSV, valor ligeramente inferior al obtenido en este estudio. Además, (Castro-Molano et al., 2019) también mostraron, en su estudio, un bajo rendimiento de metano (104,4 L CH₄ /kgSV) y aseguran que requiere un cosustrato para aumentar su rendimiento.

Respecto a las mezclas, la adición de EV a la mezcla EG: EP, tuvo un efecto sinérgico ($\Phi > 1$), con rendimientos experimentales por encima de los rendimientos esperados, obtenidos teniendo en cuenta la proporción de SV de cada estiércol en la mezcla y sus rendimientos en monodigestión, tal como se muestra en la tabla 9.

Tabla 9. Rendimiento de metano obtenido experimentalmente y rendimiento esperado para los tres tratamientos en estudio

| Tratamientos | L CH ₄ /kgSV Experimental | L CH ₄ /kgSV Esperado | % | Φ |
|--|--------------------------------------|----------------------------------|----|--------|
| EG ₃₄ :EP ₅₁ :EV ₁₅ | 339,32 | 269,77 | 26 | 1,22 |
| EG ₂₈ :EP ₄₂ :EV ₃₀ | 334,11 | 255,34 | 31 | 1,30 |
| EG ₂₂ :EP ₃₃ :EV ₄₅ | 314,81 | 240,91 | 31 | 1,30 |

Fuente: elaboración propia.

El mayor rendimiento de metano experimental se corresponde a la mezcla con adición de 15 % de EV (EG₃₄:EP₅₁:EV₁₅), con un valor de 339,32 L CH₄/kgSV, pero

sin diferencias significativas con las otras dos mezclas. El rendimiento obtenido experimentalmente fue superior en un 26 % al rendimiento esperado para la mezcla EG₃₄:EP₅₁:EV₁₅. Mientras que, para las dos mezclas con mayor proporción de EV, EG₂₈:EP₄₂:EV₃₀ y EG₂₂:EP₃₃:EV₄₅, este fue superior en un 31 %.

Atendiendo a que el EV es un residuo que necesita ser transportado hasta la planta de biogás, la mejor decisión sería con la variante con adición de 15 % de EV, donde se necesitaría transportar el estiércol de 20 vacas (6 kg estiércol/vaca día), teniendo en cuenta los SV respecto a materia fresca aportados por cada animal diariamente. El estiércol será transportado empleando la tracción animal.

Los resultados obtenidos en este ensayo se deben a una mejora en la relación C/N de la mezcla, respecto a los sustratos por separado. Según la literatura consultada, los valores para la relación C/N de EG es de 8:1 (Mamani y col., 2021), 12:1 para EP y hasta 38:1 para EV (Barreda Del Carpio, 2022), por lo que la adición de EV a la mezcla mejora la relación C/N, aumentando el rendimiento de metano. Según (Sebola et al., 2015), la codigestión de estiércol animal con una relación C/N baja, con otro residuo con una relación C/N más alta permite una DA más estable y un mayor rendimiento de metano.

Resultados similares a los de este estudio fueron reportados por (Justiniano-Costas, 2019), quien trabajó varios tratamientos con adición de EV, mostrando mejor resultado la mezcla de EV y paja de maíz en una proporción de 70:30, reportando una producción de 288 L CH₄/kgSV, el cual se incrementó con la adición de EV en un 21 %. En otro estudio, (Altinbas & Cicek, 2019) mostraron un efecto sinérgico para la mezcla EV₇₀:EG₃₀, con un incremento de un 13 %. También, (Zhang et al., 2013) determinaron la producción de metano de desechos de alimentos y su codigestión con EV, los resultados indicaron un incremento del 41 %, con un rendimiento de metano acumulado de 388 L CH₄/kgSV para la mezcla estudiada.

Un elemento significativo, cuando se emplea la codigestión, es la mayor cantidad y diversidad de microorganismos en la DA (Castro-Rivera y col., 2020). Estudios realizados por (Tawfik et al., 2023) reportan un aumento en la abundancia relativa de *Archaeas* metanogénicas de 12,0 a 43,7 % en codigestión de *Enteromorpha prolifera*, residuos verdes y gallinaza. Además, (Niu et al., 2023) demostraron que

la asociación de las bacterias *Syntrophomonas*, *Syntrophaceticus*, *Aminobacterium* y los metanógenos *Methanoculleus* y *Methanosarcina* aumentó en un 23 % la producción de CH₄ durante la codigestión de residuos sólidos municipales. La sinergia de las mezclas de nutrientes en la codigestión influye en la abundancia relativa de microorganismos y mejora las condiciones nutritivas de aquellos productores de metano, lo cual lleva a un efecto positivo en el rendimiento de metano, como sucedió durante la investigación (Wang et al., 2023).

Además, estudios de (Shen et al., 2018) evaluaron diferentes sustratos en monodigestión, entre ellos EG y EP y determinaron que aumenta la abundancia relativa de microorganismos cuando varios sustratos intervienen en el proceso. En dicho estudio se vio favorecida la comunidad de microorganismos que intervienen en el proceso, viéndose aumentada la abundancia de *Firmicutes* y *Bacteroidetes*, que participan en los procesos de hidrólisis, *Synergistetes* encargadas de la conversión de lactato en acetato, CO₂ y H₂ como precursores iniciales para la posterior metanogénesis y *Proteobacterias*, que son un filo bacteriano que tiene alta actividad en la hidrólisis y acidificación en el proceso de DA.

3.3.1 Comportamiento cinético de la digestión anaerobia

En la Tabla 10 se detallan los parámetros cinéticos y sus estadísticos a partir del ajuste de los modelos de: Roediger (MR), Hill modificado (MH) y Gompertz modificado (MG). Todos los modelos se adecuaron a los datos experimentales del rendimiento de metano acumulativo con un valor de R²aj superior al 98 %.

El error estándar de estimación estuvo entre 2,14 y 12,67 con valores superiores para el modelo de Roediger y Gompertz. Esto se confirma con la Figura 5, donde se observa un mejor ajuste para el modelo de Hill, que predice mejor el comportamiento del proceso para los sustratos.

Tabla 10. Rendimiento experimental y parámetros cinéticos estimados por los modelos

| Mezcla | y _{CH4exp} | Modelo | y _{CH4max} | k | Rm | λ | b | c | R ² | ES |
|--------------------------------------|---------------------|--------|---------------------|------|----|---|---|---|----------------|------|
| EGoEP ₀ EV ₁₀₀ | 188,07 | MR | 266,66 | 0,03 | | | | | 99,66 | 3,62 |

| | | | | | | | | | | |
|--|--------|----|--------|------|-------|------|------|-------|-------|-------|
| | | MH | 279,93 | | | | 1,27 | 28,33 | 99,88 | 2,14 |
| | | MG | 454,79 | | 5,89 | 0,86 | | | 98,99 | 6,34 |
| EG ₃₄ :EP ₅₁ :EV ₁₅ | 339,32 | MR | 326,55 | 0,10 | | | | | 99,53 | 6,28 |
| | | MH | 369,48 | | | | 1,27 | 8,40 | 99,74 | 4,58 |
| | | MG | 305,49 | | 19,90 | 0,73 | | | 98,14 | 12,67 |
| EG ₂₈ :EP ₄₂ :EV ₃₀ | 334,11 | MR | 332,05 | 0,09 | | | | | 99,53 | 6,52 |
| | | MH | 369,64 | | | | 1,31 | 8,46 | 99,77 | 4,55 |
| | | MG | 308,63 | | 20,08 | 0,57 | | | 98,28 | 12,41 |
| EG ₂₂ :EP ₃₃ :EV ₄₅ | 314,81 | MR | 316,92 | 0,09 | | | | | 99,51 | 6,33 |
| | | MH | 351,23 | | | | 1,33 | 9,17 | 99,77 | 4,35 |
| | | MG | 291,65 | | 18,32 | 0,47 | | | 98,39 | 11,49 |

Fuente: elaboración propia.

Donde:

y_{CH_4exp} : Rendimiento experimental de metano (L CH₄/kgSV)

MR: Modelo de Roediger

MH: Modelo de Hill modificado

MG: Gompertz modificado

y_{CH_4max} : mayor rendimiento de metano (L CH₄/kgSV)

k: constante cinética de velocidad aparente k (d⁻¹)

Rm: velocidad máxima de producción de metano (L CH₄/kg SV d)

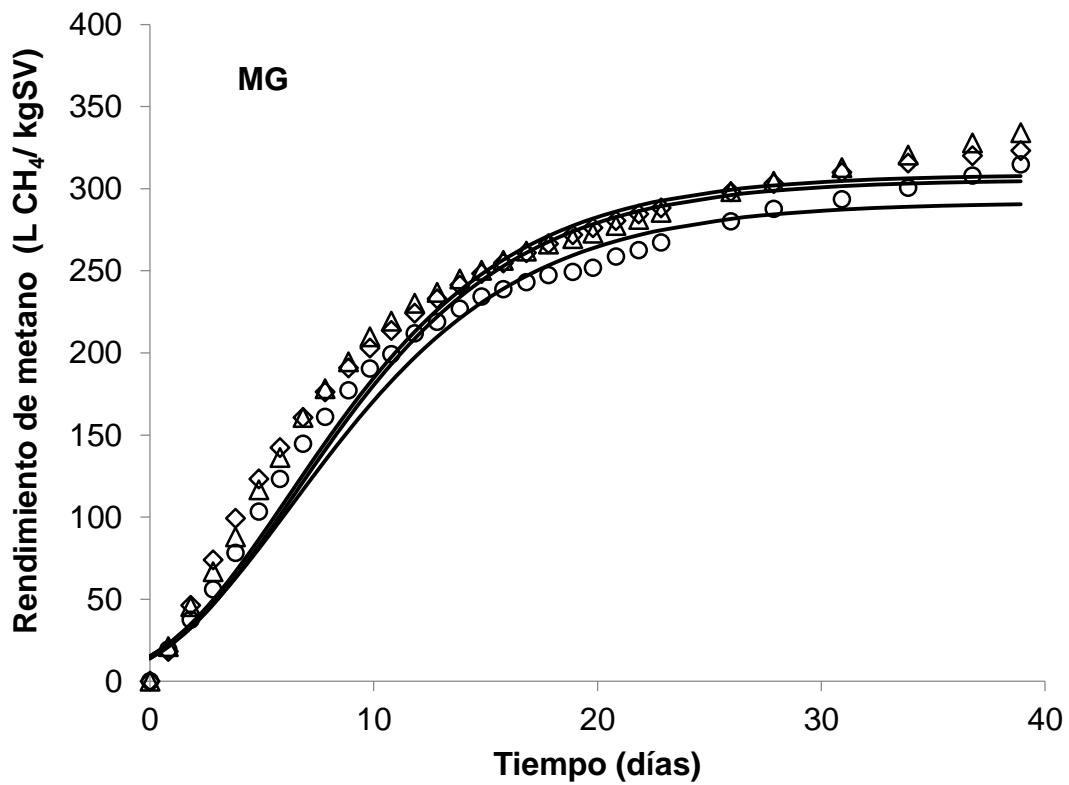
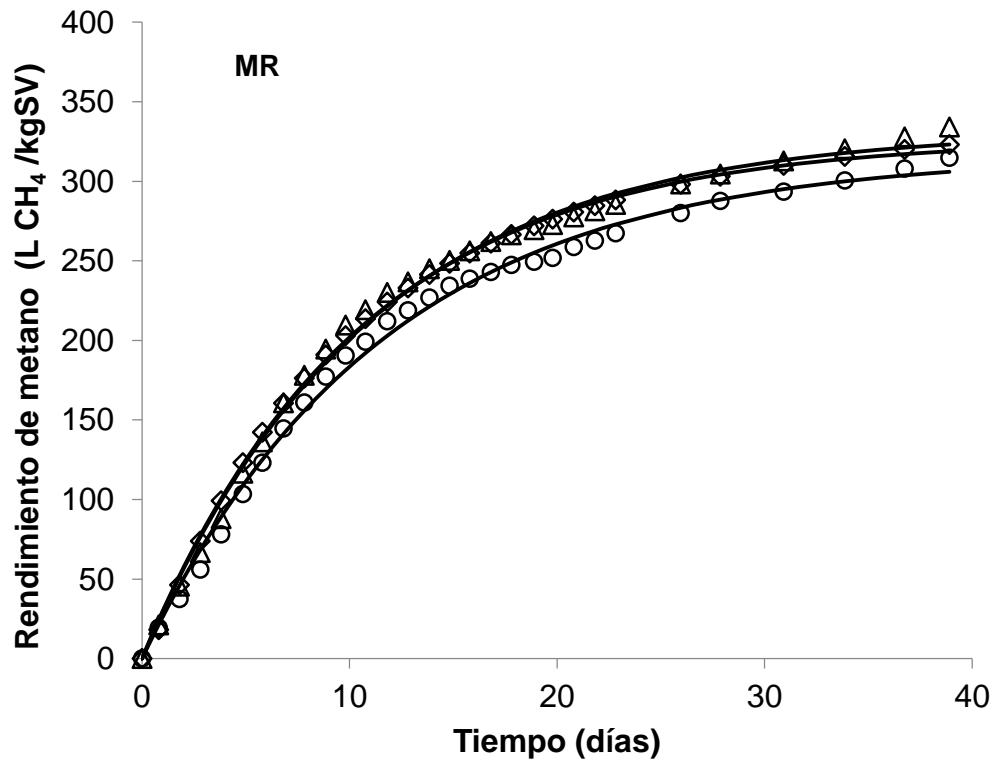
λ : Fase de retardo (días)

b: parámetro para ajuste del modelo

c: el tiempo al cual la mitad del rendimiento de metano es alcanzado (días)

R_{adj}²: Coeficiente de determinación ajustado (%)

ES: Error estándar del estimado



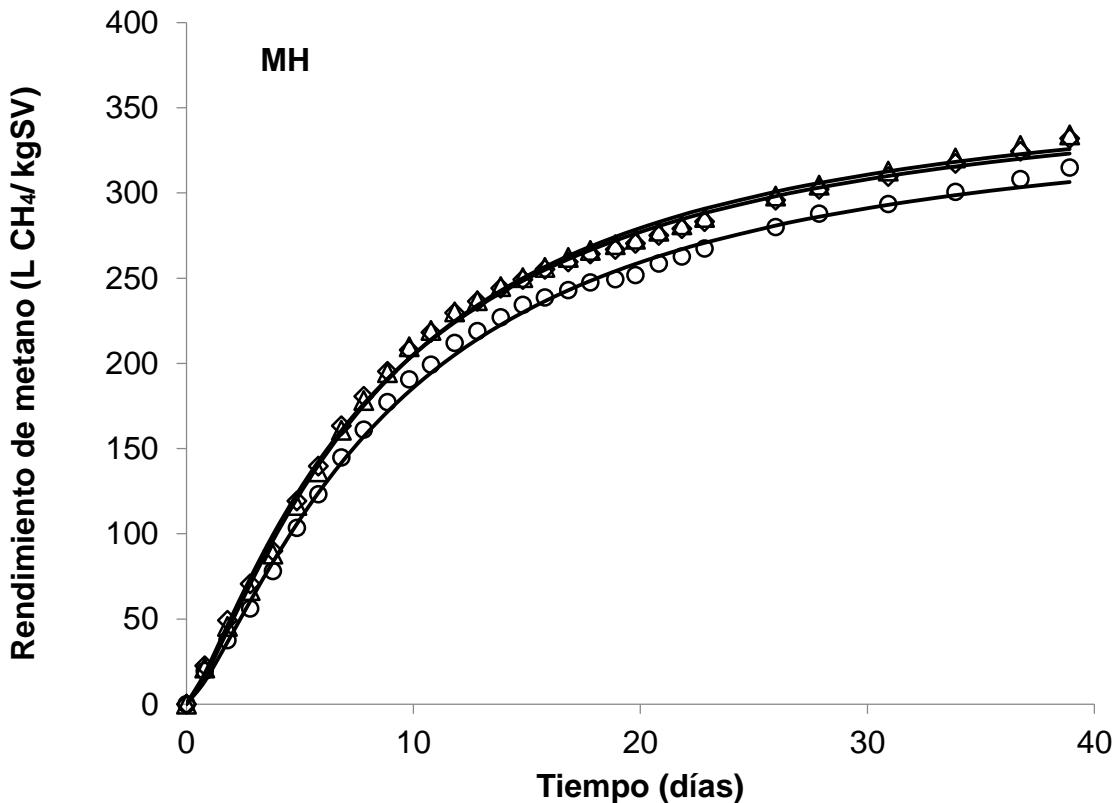


Figura 5. Rendimiento acumulativo de metano experimental, (rótulos) para EP₅₁:EG₃₄:EV₁₅ (◊), EP₄₂:EG₂₈:EV₃₀ (Δ), EP₃₃:EG₂₂:EV₄₅ (○) y su ajuste de acuerdo a los MR, MG y MH (líneas).

Las mezclas EG₃₄:EP₅₁:EV₁₅ y EG₂₈:EP₄₂:EV₃₀, tuvieron los mejores rendimientos de metano para el modelo de Hill, superior en un 74 % a la monodigestión de EP y en un 32 % a la del EV y por debajo a la del EG en un 13 %, lo cual es de esperar atendiendo al alto rendimiento del EG.

La fase de retardo para EV fue de 0,86 días y disminuye cuando una mayor proporción de EV es añadido a la mezcla, ya que es el sustrato menos tóxico y con menor contenido de Nitrógeno. Todos los valores de las mezclas fueron inferiores a los obtenidos en las monodigestiones, debido a que se logra mejorar el balance C/N, lo cual favorece el desarrollo de bacterias y *Archaea*s que intervienen en las diferentes etapas del proceso de DA.

La velocidad máxima de producción de metano fue mayor para las mezclas, siendo la mezcla EG₂₈:EP₄₂:EV₃₀ y EG₃₄:EP₅₁:EV₁₅ las de mayor valor, seguido de

EG₂₂:EP₃₃:EV₄₅, ya que medida que aumenta el contenido de fibras, disminuye la velocidad máxima de producción para los días de experimento, teniendo en cuenta el alto contenido de residuos lignocelulósicos presentes en el EV. El menor valor se corresponde con el EV ya que contiene un alto contenido de materia orgánica rica en celulosa, hemicelulosa y lignina, que son de difícil degradación, alrededor de 32-35 % de este residuo presenta este tipo de compuestos celulares ya que son animales herbívoros (Zhu et al., 2020).

3.4 Análisis Ambiental de la propuesta

La creciente preocupación por un suministro de energía seguro sumado al negativo impacto ambiental del uso de los combustibles fósiles, ha generado una presión en la sociedad en la búsqueda de alternativas renovables. En particular, el interés en la energía de la biomasa, o llamada bioenergía, por ser una fuente que se puede generar a nivel local y con amplia disponibilidad (Bayas et al., 2021).

Un potencial energético que aún no se aprovecha en su totalidad se encuentra disponible en los residuos orgánicos. En este sentido, el biogás, producto de la DA de la biomasa orgánica, se considera una forma de energía limpia y renovable que puede sustituir fuentes de energía convencionales, especialmente en áreas rurales y resulta una solución que abarca ambas aristas: medioambiental y energética (Deluque-Pinto et al., 2022).

Una variante de tratamiento para los residuos orgánicos es la DA, ya que se logra reducir su carga contaminante reduciendo sus compuestos hasta sus formas más simples, con la consecuente obtención de CH₄, el cual puede ser empleado energéticamente debido a que tiene un elevado poder calórico. En el escenario de estudio, donde se centra la presente investigación, el manejo inadecuado de las excretas generadas durante la crianza intensiva de cerdos y gallinas se convierte en un inconveniente para la salud humana y el medio ambiente, debido a las altas emisiones de GEI que producen estos residuos, cuando se disponen de forma inadecuada.

En un contexto anterior, en el escenario base, la excreta de los animales iba directamente a una laguna anaerobia, sin tratamiento previo, por lo que los gases

producidos en dicha laguna eran liberado a la atmósfera. En la tabla 11 se muestran los valores e índices empleados para el cálculo del CH₄ emitido durante el tratamiento de estos residuos con lagunas anaerobias y su equivalente en CO₂.

Tabla 11. Valores e índices empleados para el cálculo del CH₄ emitido durante el tratamiento de estos residuos con laguna anaerobia y su equivalente en CO₂

| Categoría | Cantidad de cabezas | Disposición del residuo | SV (kg | Referencia | Factor de Emisión CH ₄ (kg CH ₄ /cabeza año) | Emisión de CH ₄ (t CH ₄ /año) | Emisión CO ₂ eq (tCO ₂ eq/año) |
|---------------|---------------------|------------------------------|-----------------------------|------------|--|---|--|
| | | | SV/cabeza día) | | | | |
| | | | Bo (m ³ /kg SV) | | | | |
| Porcino 50 kg | 100 | Laguna anaerobia no cubierta | 0,54 | Ensayo PBM | 21,34 | 2,13 | 59,8 |
| | | | 0,20 | Ensayo PBM | | | |
| | | | 80 | IPCC, 2019 | | | |
| Ave 1,6 kg | 425 | Laguna anaerobia no cubierta | 0,07 | Ensayo PBM | 5,78 | 2,46 | 68,8 |
| | | | 0,4 | Ensayo PBM | | | |
| | | | 80 | IPCC, 2019 | | | |
| Vacuno 305 kg | 20 | Almacenaje de sólidos | 0,98 | Ensayo PBM | 2,27 | 0,05 | 1,3 |
| | | | 0,19 | Ensayo PBM | | | |
| | | | 5 | IPCC, 2019 | | | |

Fuente: elaboración propia.

Los cálculos se realizaron teniendo en cuenta la cantidad actual de animales que se encuentran en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”, 100 cerdos, 450 gallinas ponedoras y 20 vacas. Se empleó el MCF propuesto por el IPCC, para el caso de EG y EP que se depositaban en una laguna anaerobia fue de 80%, y de 5% para el caso del EV que se almacenaba en pilas.

Como muestran los resultados, se emitían 4,64 tCH₄ anualmente lo que se traduce en 129,86 t CO₂ eq al año, resultado de la suma del CO₂ eq emitido por cada categoría de animal.

Para un mejor tratamiento de estos residuos y evitar en la medida de lo posible las emisiones de GEI, se construyó un biodigestor con cubierta de PVC de 30 m³, como se muestra en la figura 6.



Figura 6. Biodigestor híbrido con cubierta de PVC en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”. Fuente: elaboración propia.

En la tabla 12 se muestran los valores e índices empleados para el cálculo del CH₄ emitido durante el tratamiento propuesto para estos residuos mediante DA en el biodigestor anaerobio construido (Escenario propuesto) y su equivalente en CO₂. Los cálculos se realizaron teniendo en cuenta la cantidad actual de animales en el escenario de estudio, al igual que en el caso anterior y los valores de MCF

propuestos por el IPCC, para el caso de estiércoles tratados en biodigestores anaerobios de alta fuga, tecnología de baja calidad y tecnología de almacenamiento de baja calidad, el valor propuesto fue de 10% en cada caso.

Tabla 12. Valores e índices empleados para el cálculo del CH₄ emitido durante el tratamiento de estos residuos con biodigestor anaerobio y su equivalente en CO₂

| Categoría | Cantidad de cabezas | Disposición del residuo | SV (kg SV/cabeza día) | Referencia | Factor de Emisión CH ₄ (kg CH ₄ /cabeza año) | Emisión de CH ₄ (t CH ₄ /año) | Emisión CO ₂ eq (tCO ₂ eq/año) |
|---------------|---------------------|-------------------------|----------------------------|------------|--|---|--|
| | | | Bo (m ³ /kg SV) | | | | |
| | | | MCF (%) | | | | |
| Porcino 50 kg | 100 | biodigestor anaerobio | 0,54 | Ensayo PBM | 2,67 | 0,27 | 7,5 |
| | | | 0,20 | Ensayo PBM | | | |
| | | | 10 | IPCC, 2019 | | | |
| Ave 1,6 kg | 425 | biodigestor anaerobio | 0,07 | Ensayo PBM | 0,72 | 0,31 | 8,6 |
| | | | 0,4 | Ensayo PBM | | | |
| | | | 10 | IPCC,2019 | | | |
| Vacuno 305 kg | 20 | biodigestor anaerobio | 0,98 | Ensayo PBM | 4,55 | 0,09 | 2,5 |
| | | | 0,19 | Ensayo PBM | | | |
| | | | 10 | IPCC,2019 | | | |

Fuente: elaboración propia.

Con el tratamiento de estos residuos mediante la DA en el biodigestor, se continúan emitiendo a la atmósfera 0,66 tCH₄, lo que equivale a 18,62 t CO₂ eq, resultado de la suma del CO₂ eq emitido por cada categoría de animal.

En la figura 7 se muestran las toneladas de CO₂ eq emitidas durante el tratamiento de los residuos en la laguna anaerobia del Escenario base, con un valor de 129,86 t CO₂ eq al año y lo que se continúa emitiendo después de la aplicación de la

tecnología de DA en el escenario propuesto, con un valor de 18,62 t CO₂ eq al año, por lo que se logra evitar la emisión de 111,24 t CO₂ eq anualmente a la atmósfera.

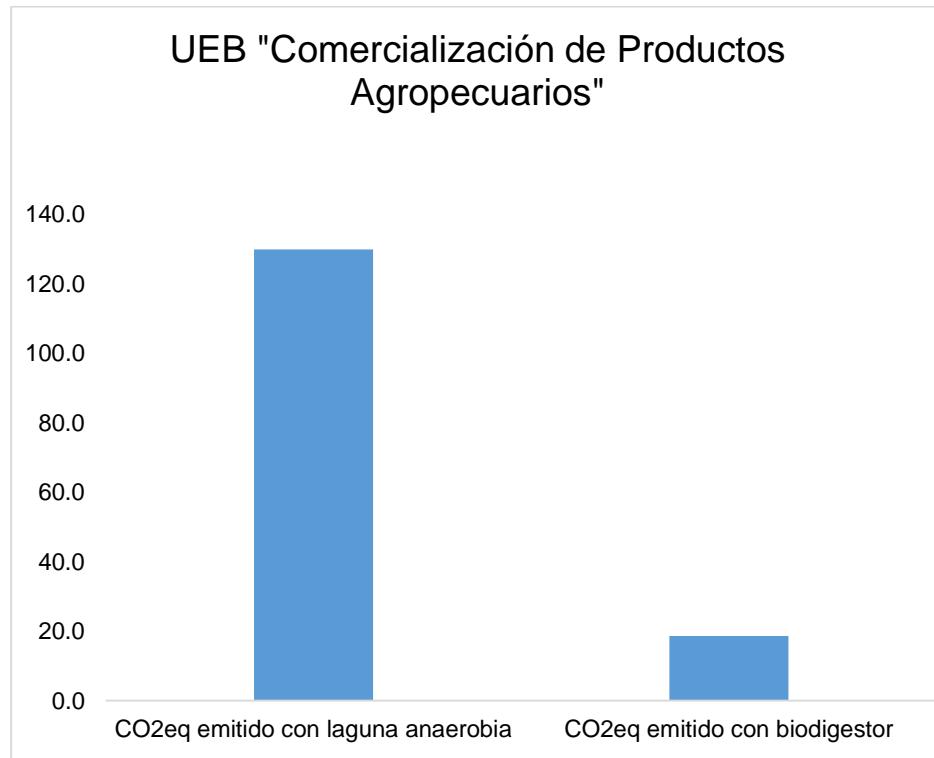


Figura 7. CO₂ emitido con el empleo de laguna anaerobia para el tratamiento de residuos y CO₂ emitido luego de la implementación de la tecnología de digestión anaerobia.

Otros autores también han empleado la DA con el fin de tratar residuos ganaderos y así evitar emisiones de GEI. (Orejuela-Correa, 2021) propuso un sistema de codigestión para el aprovechamiento de residuos orgánicos, buscando así complementar la gestión de residuos mediante el aprovechamiento y valorización energética de los mismos y disminuir las emisiones de GEI. En otro estudio realizado por (Afotey & Sarpong, 2023), afirman que el tratamiento de residuos ganaderos, tanto estiércol como residuos de matadero, mediante DA logra la reducción de 10 750 kt CO₂ eq al año y en otra investigación realizada por (Hoang & Kato, 2021), aseguran que con la instalación de un biodigestor en granjas se logra reducir aproximadamente la emisión de 16,01 t CO₂ eq anualmente. Además, (Shah & Sahito, 2020) afirman que, a partir del tratamiento con DA de residuos de crianza

de búfalos, vacas, cabras y ovejas se logra evitar la emisión de 90 kt CO₂ eq al medio ambiente.

Los resultados obtenidos mediante el cálculo de la Huella de Carbono como herramienta de análisis ambiental, en este estudio y los resultados mostrados por otros investigadores mencionados anteriormente, confirman que la DA resulta una tecnología madura y eficaz para el tratamiento de residuos orgánicos. Con este proceso no solo se tratan adecuadamente residuos orgánicos y se evitan las emisiones de toneladas de CO₂ eq a la atmósfera, sino que se obtiene una fuente de energía segura, renovable, de fácil implementación y manejo y se obtiene un efluente con bajo contenido de patógenos que es empleado como biofertilizante. El biogás producido en el escenario de estudio es empleado en la cocina de la granja y sustituye al gas licuado y la leña empleados anteriormente, por lo que no solo se tratan los residuos y se evita la emisión de GEI, sino que también se genera una fuente de energía segura con un beneficio ambiental y social.

Conclusiones parciales

1. El mejor rendimiento de metano experimental en monodigestión fue para el estiércol de gallina, con un valor de 404,65 L CH₄/kgSV. La mezcla de gallinaza y estiércol porcino muestra un efecto antagónico evidenciado por $\Phi < 1$.
2. Las mezclas con adición de 15, 30 y 45 % de estiércol vacuno muestran un efecto sinérgico, con rendimientos experimentales superiores a los rendimientos esperados.
3. Los modelos cinéticos muestran un mejor ajuste para los modelos de Gompertz y Hill, la fase de retardo fue mayor para estiércol porcino. La velocidad máxima de producción de metano fue mayor para el estiércol de gallina con 40,41 L CH₄/kgSV d, debido a su alto contenido en materia orgánica y menor para el estiércol vacuno por su contenido en material lignocelulósico, con un valor de 5,89 L CH₄/kgSV d.
4. El análisis ambiental desarrollado demuestra que con la implementación de un biodigestor anaerobio para el tratamiento de excretas porcina, gallinaza con un 15% de estiércol vacuno se logra evitar la emisión anual de 3,97 t CH₄ (111,24 t CO₂ eq).

CONCLUSIONES

1. La mezcla de gallinaza y estiércol porcino disponible en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”, Empresa Agroindustrial de Granos “Sur del Jíbaro”, tuvo un efecto antagónico en el rendimiento de metano.
2. La adición del 15, 30 y 45% de estiércol vacuno a la mezcla de gallinaza y estiércol porcino, tuvo un efecto sinérgico, con un rendimiento de metano experimental superior entre 26-31% al esperado. Los parámetros cinéticos para los sustratos en mono y codigestión fueron similares, exceptuando el Rendimiento de metano y la fase de retardo, este último con valores entre 1 y 2 para los estiércoles de gallina y porcino.
3. Mediante el cálculo de la Huella de Carbono se determinó que con la implementación de un biodigestor híbrido de 30 m³ se logran reducir las emisiones anuales en 111, 24 tCO₂ eq, lo que demuestra que la digestión anaerobia constituye una tecnología eficaz para el tratamiento de residuales.

RECOMENDACIONES

1. Realizar una evaluación económica de la propuesta de adición de estiércol vacuno al biodigestor.
2. Realizar una evaluación a escala de campo de la adición de estiércol vacuno al biodigestor.
3. Caracterizar el digestato de la planta para uso agronómico en la UEB “Comercialización de Productos Agropecuarios”.

REFERENCIAS

Abraham, A., Mathew, A. K., Park, H., Choi, O., Sindhu, R., Parameswaran, B., . . . Sang, B. I. (2020). Pretreatment strategies for enhanced biogas production from lignocellulosic biomass. *Bioresour Technol*, 301(3), 122-725. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019>

Afotey, B., & Sarpong, G. (2023). Estimation of biogas production potential and greenhouse gas emissions reduction for sustainable energy management using intelligent computing technique. *Measurement: Sensors*, 25, 100650.

Aguilar-Garrido, A. (2021). *Determinación del potencial de biometanización de la codigestión anaerobia mesofílica de lodos y gallinaza* Universidad de Cádiz]. Andalucía, España. <https://rodin.uca.es/handle/10498/26000>

Alba-Reyes, Y., Barrera, E. L., & Cheng, K.-k. (2020). A review on the prospective use of chicken manure leachate in high-rate anaerobic reactors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 20, 5-10. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104695>

Altinbas, M., & Ali, O. (2019). Anaerobic co-digestion of chicken and cattle manures: Free ammonia inhibition. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(9), 1097-1109.

Altinbas, M., & Cicek, O. A. (2019). Anaerobic co-digestion of chicken and cattle manures: Free ammonia inhibition. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(9), 1097-1109. <https://doi.org/10.1080/15567036.2018.1539143>

Amaranto-Alzate, H. (2022). *Modelo cinético de la digestión anaerobia basado en la bioenergética de los microorganismos* Universidad de Antioquia]. Medellín, Colombia. https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/31867/1/AmarantoHender_2022_ModeloCin%C3%A9tico.pdf

Angamarca-Padilla, M. A., Guevara-Viera, R. V., & Patiño-Puma, P. A. (2023). Producción de biomasa, calidad del pastizal y emisión de metano entérico de vacas lecheras en pastoreo. *Revista Ecuatoriana de Ciencia Animal*, 6(2), 29-49. <http://revistaecuatorianadecienciaanimal.com/index.php/RECA/article/view/315/247>

APHA, A., & WEF., Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd Edition). (2017). *American Public Health Association/America Water Works Association/Water Environment Federation*. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.216>

Arhoun, B. (2017). *Digestión y codigestión anaerobia de residuos agrícolas, ganaderos y lodos de depuradora* Universidad de Málaga]. Málaga. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Barraco, J., & Capandeguy, M. (2022). *Carbonización hidrotermal de la gallinaza y caracterización del producto obtenido* Universidad Católica del Uruguay]. Montevideo, Uruguay. <https://liberi.ucu.edu.uy/xmlui/handle/10895/1738>

Barreda Del Carpio, J. E., Ancco-Mamani, M. R., Nuñez-Chambi, A. D., Aguirre-Gamero, C. E., Tejada-Meza, K., & Pacheco-Pacheco, G. M. (2022). Co-Digestión de Tres Tipos de Estiércol (Vaca, Cuy y Cerdo) para Obtener

Biogás en el Sur del Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 24(3), 174-181. <https://doi.org/10.18271/ria.2022.457>

Bastidas-Pacheco, G. A., & Hernández, R. (2019). Cambio climático algunos aspectos a considerar para la supervivencia del ser vivo: revisión sistemática de la literatura. *Revista Cuidarte*, 10(3), 664. <https://doi.org/10.15649/cuidarte.v10i3.664>

Bavariani, M. Z., Ronaghi, A., & Ghasemi, R. (2019). Influence of pyrolysis temperatures on FTIR analysis, nutrient bioavailability, and agricultural use of poultry manure biochars. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 50(4), 402–411. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1563101>

Bayas, L. M., Pilco, F. B., Pilco, C. R., Kuja, W. A., & Morejon, A. N. (2021). Energía renovable a partir de la biomasa de la caña de azúcar. *Revista de Investigación Talentos*, 8(1), 9-26. <https://doi.org/10.33789/talentos.8.1.140>

Bedoč, R., Špehar, A., Puljko, J., Čuček, L., Čosić, B., Pukšec, T., & Duić, N. (2020). Opportunities and challenges: Experimental and kinetic analysis of anaerobic co-digestion of food waste and rendering industry streams for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 130, 109951. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109951>

Blasius, J. P., Contrera, R. C., Maitinguer, S. I., & Alves de Castro, M. C. (2020). Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. *Biotechnology Reports*, 27(e00503). <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00503>

Cai, F., Yan, H., Zhang, R., Liu, G., & Chen, C. (2019). Prediction of methane production performances based on determination of organic components for different vegetable wastes. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 12(3), 154-159. <https://doi.org/10.25165/ijabe.v12i3.4705>

Cai, Y., Gallegos, D., Zheng, Z., Stinner, W., Wang, X., Pröter, J., & Schäfer, F. (2021). Exploring the combined effect of total ammonia nitrogen, pH and temperature on anaerobic digestion of chicken manure using response surface methodology and two kinetic models. *Bioresource Technology*, 337, 125328. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125328>

Camargo, F. P., Lourenço, V., Rodrigues, C. V., Sabatini, C. A., Adorno, M. A., Silva, E. L., & Varesche, M. B. (2023). Bio-CH₄ yield of swine manure and food waste optimized by co-substrate proportions diluted in domestic sewage and pH interactions using the response surface approach. *Journal of Environmental Management*, 348, 119308. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119308>

Canchila-Benítez, A., Amador-Sanabria, M., Jiménez-Gómez, C., Arteta-Chedraüy, P., Yépez-Martínez, J., & Gonzalez-Quiroga, A. (2022). Diseño de un sistema de digestión anaerobia para la obtención de biogás y bioabono en una granja avícola de la región caribe colombiana. *Ing-NOVA*, 1(1), 43-65. <https://doi.org/10.32997/rin-2022-3727>

Carabeo-Pérez, A. (2021). *Bioaumentación de la digestión anaerobia de paja de arroz para la obtención de metano: efecto sobre la comunidad microbiana* [Universidad de La Habana]. La Habana, Cuba.

Carabeo-Pérez, A., Odales-Bernal, L., López-Dávila, E., & Jiménez, J. (2021). Biomethane potential from herbivorous animal's manures: Cuban case study. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23, 1404-1411. <https://doi.org/doi.org/10.1007/s10163-021-01220-9>

Carlin-Santana, R. E. (2015). *Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de residuos de alimentos y estiércol vacuno* [Escuela Agrícola Panamericana]. Zamorano, Honduras. <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/c35ebed7-e718-41ae-bb82-f7cf898f6214/content>

Caruso, M., Braghieri, A., Capece, A., Napolitano, F., Romano, P., Galgano, F., . . . Genovese, F. (2019). Recent updates on the use of agro-food waste for biogas production. *Applied Sciences*, 9(6), 12-17. <https://doi.org/10.3390/app9061217>

Casas-Rodríguez, S., & Guerra-Casas, L. D. (2020). La gallinaza, efecto en el medio ambiente y posibilidades de reutilización. *Revista de Producción Animal*, 32(3). <https://revistas.reduc.edu.cu/index.php/rpa/article/view/e3611>

Castro-Molano, L. P., Parrales-Ramírez, Y. A., & Escalante-Hernández, H. (2019). Co digestión anaerobia de estiércoles bovino, porcino y equino como alternativa para mejorar el potencial energético en digestores domésticos. *Revista Ion*, 32(2), 29-39. <https://doi.org/10.18273/revion.v32n2-2019003>

Castro-Rivera, R., Solís-Oba, M. M., Chicatto-Gasperín, V., & Solís-Oba, A. (2020). Producción de biogás mediante codigestión de estiércol bovino y residuos de cosecha de tomate (*Solanum lycopersicum* L.). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 36(3), 529-539. <https://doi.org/10.20937/RICA.53545>

Dalkılıç, K., & Ugurlu, A. (2015). Biogas production from chicken manure at different organic loading rates in a mesophilic-thermophilic two stage anaerobic system. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 120(3), 315-322. <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2015.01.021>

Deluque-Pinto, A., Pérez-González, E., & Gutiérrez-Ramírez, G. (2022). Sistema de gestión de energía para una microrred con almacenamiento en baterías e incorporación de biomasa. *Tecnología*, 25(54). <https://doi.org/10.22430/22565337.2356>

Dev, S., Saha, S., Kurade, M. B., Salama, E., El-Dalatony, M. 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>

Díaz-Cordero, G. (2012). El cambio climático. *Ciencia y sociedad*, 37(2), 227-240. <https://bvearmb.do/handle/123456789/1240>

Díaz-Vargas, J., & García-García, A. J. (2021). *Influencia de la temperatura sobre la generación de gas metano a partir de la digestión anaerobia de residuos de alimentos* [Universidad del Valle]. Cali, Colombia. <https://hdl.handle.net/10893/21515>

Duharte-Rodríguez, W. L., Odales-Bernal, L., Álvarez-Meneses, R. R., González-López, L. M., & Barrera-Cardoso, E. L. (2021). Estimación del potencial de biogás a partir de la gallinaza. *Revista Cubana de Química*, 33(1), 54-69.

Enríquez-Estrella, M., Quevedo-Escobar, H., & Guamán-Bravo, B. (2022). Evaluación del aprovechamiento de residuos sólidos ganaderos para producir biogás y abonos en la comunidad El Calvario, Provincia de Pastaza, Ecuador. *Revista Estudios Ambientales*, 10(1), 18-34. <https://ojs2.fch.unicen.edu.ar/ojs-3.1.0/index.php/estudios-ambientales/article/view/1409>

FAO, FIDA, OMS, PMA, & UNICEF. (2023). Versión resumida de El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2023. Urbanización, transformación de los sistemas agroalimentarios y dietas saludables a lo largo del continuo rural-urbano. In FAO (Ed.).

Ge, M., Shen, Y., Ding, J., Meng, H., Zhou, H., Zhou, J., . . . Wang, H. (2022). New insight into the impact of moisture content and pH on dissolved organic matter and microbial dynamics during cattle manure composting. *Bioresource Technology*, 344, 126236. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126236>

González-Herrera, J. E., Hernández-Beltrán, Y., López-González, L. M., & Jiménez-Hernández, J. (2021). Digestión anaerobia de suero de queso utilizando inóculo de estiércol porcino a diferentes relaciones inóculo-sustrato. *Centro Azúcar*, 48, 11-20. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2223-48612021000300011&nrm=iso

Guaneme-Angarita, D. T. (2021). *Evaluación del potencial de producción de metano con diferentes tipos de residuos sólidos y líquidos orgánicos rurales* [Fundación Universidad de América]. Bogotá, Colombia. <https://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/3610250>

Hamzah, A. F. A., Hamzah, M. H., Man, H. C., Jamali, N. S., Siajam, S. I., & Show, P. L. (2022). Biogas Production Through Mono and Co-digestion of Pineapple Waste and Cow Dung at Different Substrate Ratios. *BioEnergy Research*. <https://doi.org/10.1007/s12155-022-10478-2>

Hoang, H., & Kato, T. (2021). Biogas Production and Greenhouse Gas (GHG) Emissions Reduction due to Use of Biogas Digesters in Small Farms in Quang Tri Province, Vietnam. *Nature Environment & Pollution Technology*, 20, 1887-1894. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2021.v20i05.004>

Hoekstra, A., & Chapagain, A. (2007). Water Footprints of Nations: Water Use by People as a Function of Their Consumption Pattern. *Water Resources Management*, 21, 35-48. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5591-1_3

Huamán-Borja, M. M., & Huayllani-Velásquez, Y. Y. (2020). *Revisión sistemática de la obtención de biogás mediante la aplicación de diferentes tipos de estiércol* [Universidad César Vallejo]. Lima, Perú. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/75339>

Imeni, S. M. (2019). *Techno-Economic Assessment of Anaerobic co-digestions of livestock manure with agro-industrial by-products* [Universitat Central de Catalunya]. Catalunya, España. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=284937>

IPCC. (2019). In *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme* (Vol. 4).

Jain, A., Sarsaiya, S., Awasthi, M. K., Singh, R., Rajput, R., Mishra, U. C., . . . Shi, J. (2022). Bioenergy and bio-products from bio-waste and its associated

modern circular economy: Current research trends, challenges, and future outlooks. *Fuel*, 307, 121-859. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121859>

Jiang, Y., McAdam, E., Zhang, Y., Heaven, S., Banks, C., & Longhurst, P. (2019). Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100899. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100899>

Jiménez, J. (2015). *Adición de paja de arroz y arcillas residuales a la digestión anaerobia de estiércol porcino. Efecto sobre la comunidad procariota productora de metano* Universidad de La Habana]. La Habana, Cuba.

Justiniano-Costas, N. (2019). *Evaluación del potencial energético a partir del metano producido por codigestión de estiércol vacuno y residuos agrícolas* Zamorano, Honduras. <https://bdigital.zamorano.edu/handle/11036/6583>

Kacprzak, M., Malińska, K., Grosser, A., Sobik-Szołtysek, J., Wystalska, K., Dróżdż, D., . . . Meers, E. (2023). Cycles of carbon, nitrogen and phosphorus in poultry manure management technologies - environmental aspects. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(8), 914-938. <https://doi.org/10.1080/10643389.2022.2096983>

Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresour. Technol*, 102(3), 2255-2264. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>

Lee, J., Wang, Q., Lim, E., Liu, Z., He, J., & Tong, Y. (2020). Optimization of bioaugmentation of the anaerobic digestion of Axonopus compressus cowgrass for the production of biomethane. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120932. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120932>

Li, Z.-Y., Inoue, D., & Ike, M. (2023). Mitigating ammonia-inhibition in anaerobic digestion by bioaugmentation: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 52, 103506. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103506>

López-Dávila, E., Jiménez-Hernández, J., López-González, L. M., Barrera-Cardoso, E. L., Bravo-Amarante, E., Contreras-Velázquez, L. M., & Romero-Romero, O. (2022). Biochemical methane potential of agro-wastes as a renewable source alternative for electrical energy production in Cuba. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 23(1), 2-4. https://doi.org/10.21930/rcta.vol23_num1_art:1890

López-González, L. M., Ruiz-Manso, J. M., Contreras-Velásquez, L. M., Pedraza-Garciga, J., & Hermida-García, O. (2019). Codigestión anaerobia del residuo del secado del arroz y excreta porcina en sistema discontinuo. *Tecnología Química*, 39(2), 286-300. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852019000200286&nrm=iso

López-González, L. M., Zayas-González, M., Morgado-León, F. d. J., & Pedraza-Garciga, J. (2021). Cinética de la producción de metano a partir del residuo del secado de arroz con estiércol vacuno y porcino. *Revista Centro Azúcar*, 49(1), 95-106. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_serial&pid=2223-4861&nrm=iso

Lozano-Ruiz, A. C., & Sánchez-Montealegre, C. A. (2020). *Diseño de un biodigestor que genere biogás para el aprovechamiento del excremento avícola*

Universidad Antonio Nariño]. Neiva, Colombia. http://repositorio.uan.edu.co/bitstream/123456789/2297/6/2020_AngieCarolinaLozanoRuiz

Ma, G., Ndegwa, P., Harrison, J. H., & Chen, Y. (2020). Methane yields during anaerobic co-digestion of animal manure with other feedstocks: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 728, 138-224. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138224>

Maddela, N. R., Cruzatty, L. C. G., & Chakraborty, S. (2021). Advances in the Domain of Environmental Biotechnology: Microbiological Developments in Industries, Wastewater Treatment and Agriculture. *Springer Nature*. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-8999-7>

Mallin, M. A., McIver, M. R., Robuck, A. R., & Dickens, A. K. (2015). Industrial swine and poultry production causes chronic nutrient and fecal microbial stream pollution. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(12), 407. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2669-y>

Mamani, J., Llumipanta, F., Ramos, S., Rea, J., Alucho, J., & Saltos, D. (2021). Biogas production systems: rationale, improvement techniques, advantages and disadvantages. *Agroindustrial Science*, 11(2), 239-247. <https://doi.org/10.17268/agroind.sci.2021.02.14>

Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew. Sustain. Energy Rev*, 45, 540–555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>

Marin-Batista, J., Castro, L., & Escalante, H. (2015). Efecto de la carga orgánica de la gallinaza de jaula en el potencial de biometanización. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 17(1), 18-23. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v17n1.39971>

Marin-Batista, J., Salazar, L., Castro, L., & Escalante, H. (2016). Co-digestión anaerobia de vinaza y gallinaza de jaula: alternativa para el manejo de residuos agrícolas colombianos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 18(2), 6-12. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.biote.v18n2.53853>

Martínez Castillo, R. (2007). Algunos Aspectos de La Huella Ecológica. *Inter Sedes*, 8(14). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=66615071002>

McConkey, B., & Maynes, T. (2021). Informe sobre emisiones y potencial de reducción de emisiones para la producción ganadera en Cuba. In V. Solutions (Ed.).

Montejo-Olan, S., Laines-Canepa, J. R., & Sosa-Olivier, J. A. (2016). Codigestión anaerobia de excretas generada en una granja porcina. *Ciencia UANL*, 19(79), 51-55. <https://cienciauanl.uanl.mx/?p=5836>

Morales-Polo, C., del Mar Cledera-Castro, M., & Moratilla Soria, B. Y. (2018). Reviewing the Anaerobic Digestion of Food Waste: From Waste Generation and Anaerobic Process to Its Perspectives. *Applied Sciences*, 8(10), 1804. <https://doi.org/10.3390/app8101804>

Moreno-Cardona, C. (2021). *Aprovechamiento de biogás a partir de residuos de estiércol bovino y residuos orgánicos de alimentos almacenados en un biodigestor en lotes* Universidad de Antioquia]. El Carmen de Viboral, Colombia. <https://bibliotecadigital.udea.edu.co/handle/10495/25016>

Nguyen, D. D., Jeon, B.-H., Jeung, J. H., Rene, E. R., Banu, J. R., Ravindran, B., . . . Chang, S. W. (2019). Thermophilic anaerobic digestion of model organic wastes: Evaluation of biomethane production and multiple kinetic models analysis. *Bioresource Technology*, 280, 269-276. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.033>

Niu, J., Kong, X., Li, Q., Zhang, Y., Yuan, J., Liu, J., & Zhang, Y. (2023). Deciphering different effects of ZVI and NaOH on metabolic characteristics in the process of methanogenesis recovery from VFA suppression. *J. Environ. Manage.*, 336, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117686>

Nsair, A., Onen-Cinar, S., Alassali, A., Abu-Qdais, H., & Kuchta, K. (2020). Operational parameters of biogas plants: A review and evaluation study. *Energies*, 13(15), 37-61. <https://doi.org/10.3390/en13153761>

Nzila, A. (2016). Mini review: Update on bioaugmentation in anaerobic processes for biogas production. *Anaerobe*. <https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2016.11.007>

ONEI. (2023). Anuario Estadístico de Cuba. In *Capítulo 9: Agricultura, Ganadería, silvicultura y pesca*.

Orejuela-Correa, V. (2021). *Propuesta de un sistema de co-digestión anaerobia para el aprovechamiento energético de residuos orgánicos del Zoológico de Cali* [Universidad Autónoma de Occidente]. Santiago de Cali. <https://hdl.handle.net/10614/12884>

Pérez-Duarte, N. S., Carreras-Arroyo, N., Chamizo-Herrera, N., & Pérez-Duarte, M. R. (2019). Co-digestión del purín de cerdo y la *Eichornia crassipes*: alternativa para el manejo de estos residuos en Cuba. *Higiene y Sanidad Ambiental*, 19 (3), 1765-1774. https://saludpublica.ugr.es/sites/dpto/spublica/public/inline-files/bc5d640023ef1d4_Hig.Sanid.Ambient.19.%283%29.1765-1774.%282019%29.pdf

Prajapati, K. K., Pareek, N., & Vivekanand, V. (2018). Pretreatment and Multi-Feed Anaerobic Co-digestion of Agro-Industrial Residual Biomass for Improved Biomethanation and Kinetic Analysis. *Frontiers in Energy Research*, 6(111), 1-18. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2018.00111>

Pyzik, A., Ciezkowska, M., Krawczyk, P. S., Sobczak, A., Drewniak, L., Dziembowski, A., & Lipinski, L. (2018). Comparative analysis of deep sequenced methanogenic communities: identification of microorganisms responsible for methane production. *Microbial Cell Factories*, 17(197). <https://doi.org/10.1186/s12934-018-1043-3>

Quilumba-Chorlango, B. A. (2021). *Evaluación de la producción de biogas al mezclar estiércol vacuno con residuos orgánicos urbanos de Pedro Moncayo mediante Digestión Anaerobia* [Universidad del Norte]. Ibarra, Ecuador. <http://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/11197>

Rehman, A., Ma, H., Ozturk, I., & Murshed, M. (2021). The dynamic impacts of CO₂ emissions from different sources on Pakistan's economic progress: a roadmap to sustainable development. *Environment Development and Sustainability*. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01418-9>

Reyes-Aguilera, E. A., & Pérez-Castellón, E. (2019). Caracterización de las propiedades fisicoquímicas de las excretas de ganado, caballo, cerdo y

gallinaza para la generación de biogás. *Revista Científica de FAREM-Estelí*, 31. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i31.8474>

Richard, E. N., Hilonga, A., Machunda, R. L., & Njau, K. N. (2019). A review on strategies to optimize metabolic stages of anaerobic digestion of municipal solid wastes towards enhanced resources recovery. *Sustainable Environment Research*, 29(1). <https://doi.org/10.1186/s42834-019-0037-0>

Ríos-Obregón, J. M., Bernal-Gutiérrez, R., López-González, L. M., Jiménez-Hernández, J., & Morell-Pérez, L. (2018). Análisis cinético de la biodegradabilidad anaerobia de la cachaza con pretratamiento termoalcalino en la producción de metano. *Revista Amazónica Ciencia y Tecnología*, 7(1), 12-18. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6977757>

Román-Rodríguez, M. (2021). *Metodología y cálculo de la huella de carbono para productos agroalimentarios* Universidade da Coruña]. Coruña, España. <https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/29232>

Sánchez, M., & Riosmena, F. (2021). Cambio climático global, ecología política y migración. *Revista de Estudios Sociales*, 76, 2-6. <https://doi.org/10.7440/res76.2021.01>

Sebola, M. R., Tesfagiorgis, H. B., & Muzenda, E. (2015). Methane production from anaerobic co-digestion of cow dung, chicken manure, pig manure and sewage waste. *Proceedings of the World Congress on Engineering*, 1.

Shah, A., & Sahito, A. (2020). Appraisal of Biogas Potential of Biogas from Animal Dung in Saeedabad, Pakistan. *Mehran University Research Journal of Engineering and Technology*, 36(3), 707-718. <https://doi.org/10.22581/muet1982.1703.25>

Shen, J., Zhaoa, C., Liua, Y., Ruihong, Z., Liua, G., & Chena, C. (2018). Biogas production from anaerobic co-digestion of durian shell with chicken, dairy, and pig manures. *Energy Conversion and Management*, 2-8. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.06.099>

Sillero, L., Solera, R., & Perez, M. (2022). Anaerobic co-digestion of sewage sludge, wine vinasse and poultry manure for bio-hydrogen production. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47(6), 3667-3678. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.11.032>

Singh, S., Hariteja, N., Sharma, S., Raju, N. J., & Prasad, T. J. (2021). Production of biogas from human faeces mixed with the co-substrate poultry litter & cow dung. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101551. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101551>

Solano-Galvis, O. J. (2018). *Estudio del potencial de la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia de estiércol* Universidad Santo Tomás]. Bucaramanga, Colombia. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/13169>

Sun, C., Cao, W., Banks, C. J., Heaven, S., & Liu, R. (2016). Biogas production from undiluted chicken manure and maize silage: A study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 218, 1215–1223. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.082>

Tawfik, A., Eraky, M., Osman, A. I., Ai, P., Zhou, Z., Meng, F., & Rooney, D. W. (2023). Bioenergy production from chicken manure: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 21, 2707-2727. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01618-x>

Thøgersen, J. (2021). Consumer behavior and climate change: Consumers need considerable assistance. *Current Opinion in Behavioral Sciences*, 42, 9-14. <https://pure.au.dk/portal/en/publications/consumer-behavior-and-climate-change-consumers-need-considerable->

Tian, P., Gong, B., Bi, K., Liu, Y., Ma, J., Wang, X., . . . Cui, X. (2023). Anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw: Optimization of process parameters for enhancing biogas production and system stability. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(1), 804. <https://doi.org/10.3390/ijerph20010804>

Torrecilla del Rey, A. (2021). *Potencial de distintos residuos orgánicos para la producción de biogás vía digestión y codigestión anaerobia* Universidad de Valladolid]. Valladolid, España. <https://uvadoc.uva.es/bitstream/handle/10324/48763/TFG-I-2020.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Valdivia-Espinoza, A., & Guardia-Muguruza, X. (2023). Valorización energética de residuos orgánicos: el vínculo entre la política energética y la gestión integral de residuos sólidos. *South Sustainability*, 4(1), 1-5. <https://doi.org/10.21142/SS-0401-2023-e074>

Vargas-Avendaño, C. L., Mata-González, J., & Ramos-Suárez, J. L. (2018). *Análisis de biodegradabilidad de gallinaza y lactosuero y su potencial de biometanización a escala de laboratorio* Universidad de La Laguna]. San Cristóbal de La Laguna, . <https://riull.ull.es/xmlui/handle/915/19195>

Vargas-Pineda, O. I., Trujillo-González, J. M., & Torres-Mora, M. A. (2020). Huella hídrica: Una herramienta eficaz para el desafío de la sostenibilidad del agua. *Ingeniería y Competitividad*, 22(1). <https://doi.org/10.25100/iyc.v22i1.8429>

Varnero, M. T. (2011). *Manual de biogás. Manual de biogás. Editado por: . . MINENERGIA/PNUD/FAO/GEF. Chile: Editado por Proyecto CHI/00/G32 Chile.* <https://energia.gob.cl/documentos/manual-de-biogas>

VDI. (2016). VDI 4630 - Fermentation of organic materials - Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. *VDI Society Energy and Environment*. <https://www.vdi.de/richtlinien/details/vdi-4630-vergaerung-organischer-stoffe-substratcharakterisierung-probenahme-stoffdatenerhebung-gaerversuche>

Waki, M., Yasuda, T., Fukumoto, Y., Béline, F., & Magrí, A. (2018). Treatment of swine wastewater in continuous activated sludge systems under different dissolved oxygen conditions: Reactor operation and evaluation using modelling. *Bioresource Technology*, 250, 574-582. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.078>

Wang, F., Pei, M., & Qiu, L. (2019). Performance of anaerobic digestion of chicken manure under gradually elevated organic loading rates. *Int J Environ Res Public Health*, 16. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/IJERPH16122239>

Wang, M., Zhou, J., Yuan, Y. X., Dai, Y. M., Li, D., Li, Z.-D., & Yan, Z. Y. (2017). Methane production characteristics and microbial community dynamics of mono-digestion and co-digestion using corn stalk and pig manure. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(8), 4893-4901. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.10.144>

Wang, R., Gu, J., Wang, Q., Jiang, S., Wu, Z., Wang, J., . . . Gong, X. (2023). Enhancing methane production in dry anaerobic digestion of ruminant manures through substrates ratio regulation for strengthened microbial interactions. *Environmental Technology & Innovation*, 23. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103389>

Wiedmann, T., & Minx, J. (2008). A Definition of Carbon Footprint. *CC Pertsova, Ecological Economics Research Trends*, 2, 55-65. https://www.novapublishers.com/catalog/product_info.php?products_id=5999

Wu, D., Li, L., Zhao, X., Peng, Y., Yang, P., & Peng, X. (2019). Anaerobic Digestion: A Review on Process Monitoring. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 103, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.039>

Yin, D. M., Mahboubi, A., Wainaina, S., Qiao, W., & Taherzadeh, M. J. (2021). The effect of mono-and multiple fermentation parameters on volatile fatty acids (VFAs) production from chicken manure via anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 330, 124992. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124992>

Zahan, Z., & Othman, M. Z. (2018). Muster TH. Anaerobic digestion/co-digestion kinetic potentials of different agro-industrial wastes: A comparative batch study for C/N optimisation. *Waste Management*, 71, 663-674. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.014>

Zahedi, S., Martín, C., Solera, R., & Pérez, M. (2020). Evaluating the Effectiveness of Adding Chicken Manure in the Anaerobic Mesophilic Codigestion of Sewage Sludge and Wine Distillery Wastewater: Kinetic Modeling and Economic Approach. *Energy & Fuels*, 34(10), 12626-12633. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.0c01852>

Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., & Tan, T. (2013). The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*, 129, 170-176. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.138>

Zhu, Y., Merbold, L., Leitner, S., Pelster, D. E., Okoma, S. A., Ngetich, F., . . . Butterbach-Bahl, K. (2020). The effects of climate on decomposition of cattle, sheep and goat manure in Kenyan tropical pastures. *Plant and Soil*, 451, 325-343. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04528-x>

Zhuang, M., Lu, X., Caro, D., & Gao, J. (2019). Emissions of non-CO₂ greenhouse gases from livestock in China during 2000-2015: Magnitude, trends and spatiotemporal patterns. *Journal of Environmental Management*, 242. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.079>