

Codigestión de aguas de lavado de vísceras blancas del proceso de beneficio animal y estiércol bovino mediante ensayos de biodegradabilidad anaeróbica.

Paula Andrea Alvarez Vargas, Elkin Fabián Páez López

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingeniero Químico

Director

**Humberto Escalante Hernández
Ingeniero Químico, PhD.**

Codirectores

**Liliana Del Pilar Castro Molano
Ingeniera Química, PhD.**

**Iván Ricardo Gómez Osorio
Ingeniero Químico**

**Universidad Industrial De Santander
Facultad De Ingenierías Físicoquímicas
Escuela De Ingeniería Química
Bucaramanga**

2020

Dedicatoria

*A mi mamá, Myriam, por ser el pilar de nuestra familia, por siempre tener la palabra correcta,
por tanta dedicación y amor, porque sin ti nada hubiera sido posible.*

*A mi papá, Pablo, por enseñarme que todo en la vida es posible con dedicación y esfuerzo, a ti
mi mayor admiración.*

*A mi compañero de todos estos años, Sabino, por siempre darme los ánimos para no desfallecer,
por el cariño y la comprensión, gracias infinitas.*

*A todos mis amigos y compañeros, que hicieron de cada momento un bueno recuerdo, por
llenarme de alegría y hacerme sentir como en familia.*

Paula Andrea.

Dedicatoria

A DIOS por llenar mi vida de bendiciones, iluminando siempre mi camino para que sea un gran ser humano y un excelente profesional.

A mi madre Telmira por ser mi apoyo en cada una de las etapas de mi vida, dándome siempre su amor incondicional y enseñarme que las cosas se pueden lograr con paciencia, constancia y sacrificio.

A mi padre Luis por ser mi soporte ante todo tipo de situaciones y siempre extender su mano para ayudarme a cumplir mis metas.

A mis tías Stella y Rosaura por brindarme su cariño y estar incondicionalmente en todo mi proceso de formación, siendo testigos de la realización de mis sueños.

A mi familia, amigos y futuros colegas, gracias por aportar ese granito de arena para que mis metas hoy en día se estén cumpliendo.

Elkin Fabián.

Agradecimientos

A la Universidad Industrial de Santander ser nuestra alma mater y darnos la oportunidad de aprender y vivir tantas experiencias enriquecedoras que nos hicieron crecer a nivel personal y profesional.

A los profesores Humberto Escalante y Liliana Castro agradecemos por su compromiso, acompañamiento y la confianza depositada en nosotros para llevar a cabo este proyecto.

A la familia de Digestión Anaerobia por siempre brindarnos el apoyo necesario durante todo el proceso en el laboratorio. Además, por enseñarnos realmente lo que es el trabajo en equipo.

A Don Guillermo, Joaquín y Linita por su amabilidad y brindarnos su ayuda cada vez que la necesitábamos.

A los profesores de la Escuela de Ingeniería Química por sus enseñanzas y la constante dedicación a su trabajo, que no solo ayudo a ser los profesionales que somos hoy en día, sino también a querer esta hermosa vocación.

Paula y Elkin.

Tabla de Contenido

Introducción	16
1. Objetivos	21
1.1. General	21
1.2. Específicos	21
2. Marco teórico	22
2.1. Digestión anaeróbica	22
2.2. Variables del proceso	24
2.3. Codigestión anaeróbica	26
2.4. Sinergia	27
2.5. Aporte energético	28
2.6. Estruvita	29
3. Descripción metodológica	30
3.1. Sustratos	31
3.2. Inóculo	32
3.3. Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica	32
3.4. Sinergia de la CoDA	34
3.5. Aporte energético	34

3.6. Potencial de precipitación de estruvita	34
4. Resultados.....	35
4.1. Caracterización de sustratos.....	35
4.2. Caracterización de inóculo.....	37
4.3. Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica.....	38
4.3.1. Potencial de biometanización (PBM):.....	38
4.3.2. Remoción de Materia Orgánica:	40
4.3.3. Variables de Estabilización	41
4.4. Sinergia de la CoDA.....	42
4.5. Aporte energético.....	43
4.6. Potencial de precipitación de estruvita	44
5. Conclusiones.....	46
6. Recomendaciones.....	47
Referencias bibliográficas	48
Apéndices.....	55

Lista de Tablas

Tabla 1. Significado del factor de sinergia (ϕ)	28
Tabla 2. Variables para caracterización fisicoquímica de AV y EB.....	31
Tabla 3. Parámetros de la prueba de PBM.....	33
Tabla 4. Diseño de mezclas	33
Tabla 5. Características fisicoquímicas de AV y EB	36
Tabla 6. Características fisicoquímicas LEB	37
Tabla 7. Potencial de biometanización (PBM) de ensayos CoDA	39
Tabla 8. Remoción de materia orgánica en el estudio de CoDA de AV y EB	40
Tabla 9. Factor de sinergia (ϕ) para las mezclas binarias entre AV y EB	43
Tabla 10. Potenciales energéticos para las mezclas binarias de AV y EB	44
Tabla 11. Contenido de NH_4^+ , PO_4^{3-} y PPE de la mezcla EB: AV 50:50	45

Lista de Figuras

Figura 1. Bioquímica de la digestión anaeróbica.....	23
Figura 2. Diagrama de flujo metodológico.....	30
Figura 3. Dinámica de SV de las AV durante el proceso de sacrificio bovino.....	35
Figura 4. PBM CoDA de AV y EB.....	38
Figura 5. pH inicial y final para el proceso de CoDA de AV y EB.....	41
Figura 6. CE inicial y final para el proceso de CoDA de AV y EB.....	42

Lista de Apéndices

Apéndice A. Método de desplazamiento alcalino.....	55
Apéndice B. Normalización del volumen.....	56
Apéndice C. Cálculo para evaluar el PPE.....	57
Apéndice D. Protocolo ST	58
Apéndice E. Protocolo SV	59
Apéndice F. Protocolo AGV y AT	60
Apéndice G. Protocolo DQO	62

Lista de Siglas

AC	Aguas de lavado de corrales
AE	Aguas estomacales
AGCL	Ácidos grasos de cadena larga
AGV	Ácidos grasos volátiles
AHE	Actividad hidrolítica específica
AME	Actividad metanogénica específica
AS	Aguas de sacrificio
AT	Alcalinidad total
AV	Agua de lavado de vísceras blancas
CE	Capacidad de estabilización
CoDA	Codigestión anaeróbica
DA	Digestión anaeróbica
DQO	Demanda química de oxígeno
EB	Estiércol bovino
ES	Estruvita
LEB	Lodo de estiércol bovino
PEE	Potencial energético eléctrico
PET	Potencial energético térmico
PBB	Planta de beneficio bovino
PBBRF	Planta ecológica de beneficio animal Rio Frío
PBM	Potencial de biometanización
PPE	Potencial de precipitación de estuvita
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
RIS	Relación inóculo – sustrato
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles

Resumen

Título: Codigestión de aguas de lavado de vísceras blancas del proceso de beneficio animal y estiércol bovino mediante ensayos de biodegradabilidad anaeróbica*

Autores: Paula Andrea Alvarez Vargas, Elkin Fabián Páez López**

Palabras Clave: Codigestión aneróbica, aguas de lavado de vísceras blancas, estiércol bovino, sinergia, potencial energético.

Descripción:

En este trabajo se estudió el potencial de obtención de energía por medio de biogás y recuperación de nutrientes a partir de estruvita mediante el proceso de CoDA de AV y EB. La investigación se desarrolló en tres etapas: La primera etapa consistió en la determinación de la sinergia de las mezclas de sustratos por medio del Potencial de Biometanización (PBM), esto se realizó a unas condiciones de: i) temperatura de 37°C, ii) RIS de 2, iii) volumen de reactor de 100 ml. Como mezclas se implementaron 3 proporciones distintas y se reportó como mejor rendimiento EB:AV 50:50. La mejor mezcla alcanzó un PBM de 0.46 m³ CH₄ /kg SV, con una reducción de materia orgánica en términos de SV del 64% y un factor sinérgico de 1.32. En la segunda etapa se calculó el potencial energético reportando como mejor resultado un P_{EE} y P_{ET} de 19.55 kWh/ m³ y 39.10 kWh/m³ respectivamente para la mezcla EB:AV 50:50. En la tercera etapa se evaluó el PPE de la mejor mezcla del cual se obtuvo 0.288 g estruvita/l, lo que indica que es posible la recuperación de nutrientes que podrían ser usados para la reparación de suelos. Este estudio permite señalar que la CoDA de AV y EB mejora el rendimiento de los sustratos, aumentando la producción de biogás y mejorando el potencial energético.

* Trabajo de grado.

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas, Escuela de Ingeniería Química. Directores: Humberto Escalante Hernández PhD, Liliana del Pilar Castro Molano PhD, Iván Ricardo Gómez Osorio, Ing.

Abstract

Title: Anaerobic codigestion of white visceral clean process wastewater of the process of animal benefit and cattle manure through anaerobic biodegradability tests.*

Authors: Paula Andrea Alvarez Vargas, Elkin Fabián Páez López**

Keywords: Anaerobic codigestion, white visceral clean process wastewater, cattle manure, synergy, energy potential.

Description:

In this work was study the energy potential obtaining as biogas and nutrients potential as struvite by anaerobic codigestion (ACD) of visceral water (VW) and Cattle Manure (CM). The research was made in three stages: the first stage was based on the synergy determination of the substrates mixtures through the Biomethane Potential (BMP) with the next conditions: i) temperature of 37 °C, ii) Inoculum substrate ratio (ISR) 2 and iii) 100 ml of reactor volume. In the experiment used three different mixtures and show the best behavior the CM:VW 50:50 ratio. The best ratio rise a BMP of 0.46 m³ CH₄ /kg VS with an organic matter remotion in volatile solids (VS) of 64 % and synergetic factor of 1.32. In the second stage the energetic potential was calculated and the best result show an P_{EE} and P_{ET} of 19.55 kWh/ m³ y 39.10 kWh/m³ respectively for the CM:VW 50:50 ratio. In the third stage the struvite precipitation potential (SPP) was evaluated to the best mixture and the result obtained was 0.288 g struvite/l. The SPP result shows the possibility to recover nutrients from this process and can be use in the soil recovery. This research concludes that ACD of CM and VW improvement the yield of the substrates, increasing the methane production and reach a better energetic potential.

* Degree Work.

** Faculty of Physic-chemical Engineering, School of Chemical Engineering. Directors: Humberto Escalante Hernández PhD, Liliana del Pilar Castro Molano PhD, Iván Ricardo Gómez Osorio, Eng.

Introducción

En el año 2018 la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura reportó una producción mundial de carne bovina de 71.3 millones de toneladas (FAO,2019) . Dicha producción está liderada por el continente americano con 46.8% de la producción seguido por Asia con el 23.4% y Europa con el 15.9 % (FAOFAST, 2019). A nivel nacional, el sector ganadero tiene gran impacto, ya que durante el año 2018 aportó el 1.4 % del PIB nacional, siendo este el 21.8% del PIB agropecuario y el 48.7% del PIB pecuario (FEDEGAN, 2018). Según el Departamento Administrativo Nacional de Estadística , durante el año 2018 se registró un consumo de 772,501 toneladas de carne de canal con un promedio de sacrificio de 400 animales/h (DANE, 2019).

Para llevar a cabo el proceso de beneficio bovino, se han estipulado tres etapas fundamentalmente: 1) descanso en corrales, 2) sacrificio y 3) manejo de panzas. Durante este proceso se generan aguas residuales; las cuales varían su cantidad dependiendo de las tecnologías utilizadas en las Plantas de Beneficio Bovino (PBB). En términos generales se pueden generar valores entre 3.0 m³ (Martí-Herrero et al., 2018) y 8.3 m³ (Caixeta et al., 2002) de agua residual/ animal sacrificado. Estas aguas pueden contener concentraciones de materia orgánica expresada en Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 5 g DQO/l y en términos de Sólidos Totales (ST) entre 3.0 (Jhons,1995) – 8.5 g ST/l (Jensen et al., 2014). Así mismo las PBB generan estiércol bovino con concentraciones de 130 g DQO/l (Eghball & Gilley, 1999) y de 140 g ST/l (Tang et al., 2006) el cual se ha destinado en su gran mayoría para proceso de compostaje (Eghball & Gilley, 1999) y su segregación directa en los suelos (Tang et al., 2006).

En Santander existe la Planta Ecológica de Beneficio Animal Rio Frío (PBBRF) ubicada en Floridablanca. En la PBBRF el proceso de sacrificio involucra las siguientes operaciones: manejo de corrales, sacrificio y manejo de panzas.

En la PBBRF durante el proceso de sacrificio se generan 7,590 kg/d de estiércol bovino (EB) y se consumen 52 m³/h de agua potable, dando lugar a la generación de efluentes compuestos de la siguiente manera: 14.62% aguas de lavado de corrales (AC), 13.84 % aguas de sacrificio (AS), 40% aguas estomacales (AE) y 31.54% aguas de lavado de vísceras blancas (AV).

La PBBRF no posee una PTAR por lo tanto los efluentes líquidos son llevados a un proceso de tratamiento fisicoquímico que realiza las siguientes operaciones: sedimentación de lodos, floculación y coagulación en un tanque homogeneizador para remover la materia orgánica remanente. Para 2017 la PBBRF generó 125,549 m³ de aguas residuales por año, las cuales fueron gestionadas por un costo total de 163,787 \$ US. Por otra parte, el estiércol generado permanece en la planta esperando a ser evacuado a fincas cercanas o empresas de compostaje.

Teniendo en cuenta que la planta requiere de un alto consumo energético (4.35 millones de kWh) y genera residuos líquidos y sólidos que requieren de un tratamiento adecuado, se hace necesario investigar una alternativa que permita gestionar y valorizar los residuos generados en la PBBRF.

Una alternativa válida es la Digestión Anaeróbica (DA) (Bustillo-Lecompte & Mehrvar, 2016). En la DA es posible mediante un consorcio microbiano biodigester un residuo para producir biogás (compuesto principalmente de metano y dióxido de carbono en proporciones de 65 % y 25 % respectivamente, con pequeñas concentraciones de N₂, O₂, H₂S y H₂ (Fuess et al., 2017)) y un subproducto líquido denominado “digerido” (con elevados contenidos de N, P, K) que permite recircular los nutrientes al suelo en forma de fertilizante (Irimi Angelidaki & Sanders, 2004).

Debido al alto contenido nutricional del digerido, se han desarrollado alternativas que buscan recuperar minerales esenciales con el fin de darle un valor agregado. Una técnica sencilla para recuperar N, P y nutrientes en el digerido es la precipitación de fosfato de magnesio de amonio hexahidratado ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) también conocido como Estruvita (ES) (Stolzenburg et al., 2015).

La aplicación de la DA para el tratamiento de residuos genera beneficios para el medio ambiente tales como: 1) remoción de materia orgánica, 2) control de agentes patógenos, 3) minimizar la producción de lodos, 4) recuperación de nutrientes, 5) disminuir la emisión de gases de efecto invernadero y 6) la reducción de la huella carbono ya que no es un combustible fósil (Wilkie, 2005).

Cuando se desea digerir un residuo (sustrato), es indispensable conocer sus características fisicoquímicas y bioquímicas.

El potencial de biometanización (PBM) de un sustrato es un parámetro bioquímico que mide la capacidad de transformación en metano que tiene un residuo en particular en condiciones anaeróbicas.

En el año 2014 Jensen y colaboradores realizaron un estudio preliminar en el cual determinaron el PBM de cuatro efluentes generados en un frigorífico de Australia, encontrando que el mejor resultado de metanización lo obtuvo el sustrato con mayor concentración de lípidos (11.64 g/l) alcanzando un rendimiento de $1 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kg SV}$ (Jensen et al., 2014). La investigación de Jensen et al. (2014) tiene relación con lo reportado por Astals et al. (2014); el cual concluye que todo proceso de DA puede ser potencializado al agregar lípidos. Así mismo Astals et al. (2014) conceptúa que la mejor DA se da cuando hay un equilibrio de macromoléculas (lípidos, proteínas y carbohidratos) en el sistema (Astals et al., 2014). Por lo tanto, para digerir las AV de la planta

es necesario encontrar una alternativa que permita equilibrar la concentración de macromoléculas de este sustrato.

La alternativa biotecnológica que permite la fusión de dos sustratos con el fin de complementar su equilibrio nutricional es la codigestión anaeróbica (CoDA).

La CoDA ha sido implementada anteriormente para el tratamiento de : i) la mezcla de lodos activados de plantas de residuos urbanos con grasas (Kabouris et al., 2009), ii) la mezcla de residuos alimenticios con grasas recuperadas de una trampa en una planta de tratamiento (Ren et al., 2018); iii) la mezcla de rumen, sangre y lodo DAF (Astals et al., 2014) y iv) los residuos semisólidos de plantas de beneficio de terneras con sangre y lactosuero (Rodríguez-Méndez et al., 2017).

Según la caracterización realizada al EB generado en la PBBRF, este sustrato reporta alta concentración de carbohidratos (47.7%), baja de lípidos (2.44%) y una alta relación carbono/nitrógeno (27.7). Por otra parte, la caracterización de las AV reporta baja concentración de carbohidratos (14%), alta concentración de lípidos (44%) y baja relación carbono/nitrógeno (12.88). Así las cosas, se infiere que las macromoléculas de estos dos sustratos pueden complementarse en un proceso de CoDA y obtenerse un rendimiento en biogás superior al obtenido con la mono DA de cada uno de ellos. No obstante, es importante tener en cuenta que la relación de mezcla de los sustratos debe ser adecuada para que el complemento nutricional se dé satisfactoriamente.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo de investigación fue realizar un estudio de sinergia de los cosustratos (AV y EB), mediante la variable PBM, que permita identificar qué relación de mezcla es la mejor para su proceso de CoDA. Siendo sinergia la relación positiva de dos o más sustratos que permiten un mejor rendimiento en su proceso de degradación que el de cada uno de

ellos por separado. La sinergia puede ser calculada utilizando la variable PBM y de esta manera definir si el efecto de la mezcla es de tipo antagónico o sinérgico. De esta manera se plantea la pregunta ¿es posible mejorar el proceso de DA de las AV mediante la mezcla sinérgica con EB a través de ensayos de biodegradabilidad anaeróbica?

1. Objetivos

1.1. General

Determinar el potencial de biodegradabilidad anaeróbica del proceso de codigestión con aguas de lavado de vísceras blancas y estiércol bovino recuperados de la Planta Ecológica de Beneficio Animal Río Frío en Floridablanca, Santander.

1.2. Específicos

Identificar la mejor relación de mezcla de AV y EB mediante el factor de sinergia.

Determinar los potenciales de biometanización y potenciales de energía eléctrica y térmica obtenidos del proceso de CoDA de AV y EB.

Cuantificar el potencial de precipitación de estruvita obtenido a partir del proceso de CoDA de AV y EB.

2. Marco teórico

2.1. Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica (DA) es un proceso de descomposición biológica en ausencia de oxígeno que es llevado a cabo por un consorcio microbiano (inóculo), el cual por medio de una ruta metabólica degrada la materia orgánica presente en el sustrato (Karakashev et al., 2011). Como productos de la DA se obtienen dos subproductos: un biogás y un digerido; los cuales representan una conversión másica del 30 % y el 70% respectivamente (Lorenzo, 2017).

La ruta metabólica de la DA involucra cuatro etapas (Figura 1): hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

- **Hidrólisis:** En esta etapa las macromoléculas complejas (carbohidratos, lípidos y proteínas) se transforman en compuestos solubles simples (monosacáridos, disacáridos, aminoácidos, glicerina, ácidos grasos de cadena larga y corta) por acción enzimática (Sreekrishnan et al., 2004).
- **Acidogénesis:** En esta etapa se lleva a cabo la transformación de los anteriores productos solubles en ácidos grasos volátiles (AGV): ácido acético, propiónico y butírico y algunos alcoholes, esta es la etapa de mayor velocidad en el proceso de DA (Alzate Moncada & Quintero Silva, 2016).
- **Acetogénesis:** En esta etapa se lleva a cabo la síntesis del acetato a partir de los AGV, el acetato al ser la fase desprotonada del ácido acético es la fuente fundamental para el proceso de metanización (Alzate Moncada & Quintero Silva, 2016).

- **Metanogénesis:** En esta etapa el CO_2 , el H_2 y el acetato se transforman en metano (CH_4) por acción de las arqueas metanogénicas. Las arqueas metanogénicas son bacterias anaeróbicas estrictas que requieren un equilibrio en la acidez del medio, por lo tanto, esta etapa requiere un pH entre 6.5 y 7.5 para que los microorganismos sobrevivan (Alzate Moncada & Quintero Silva, 2016).

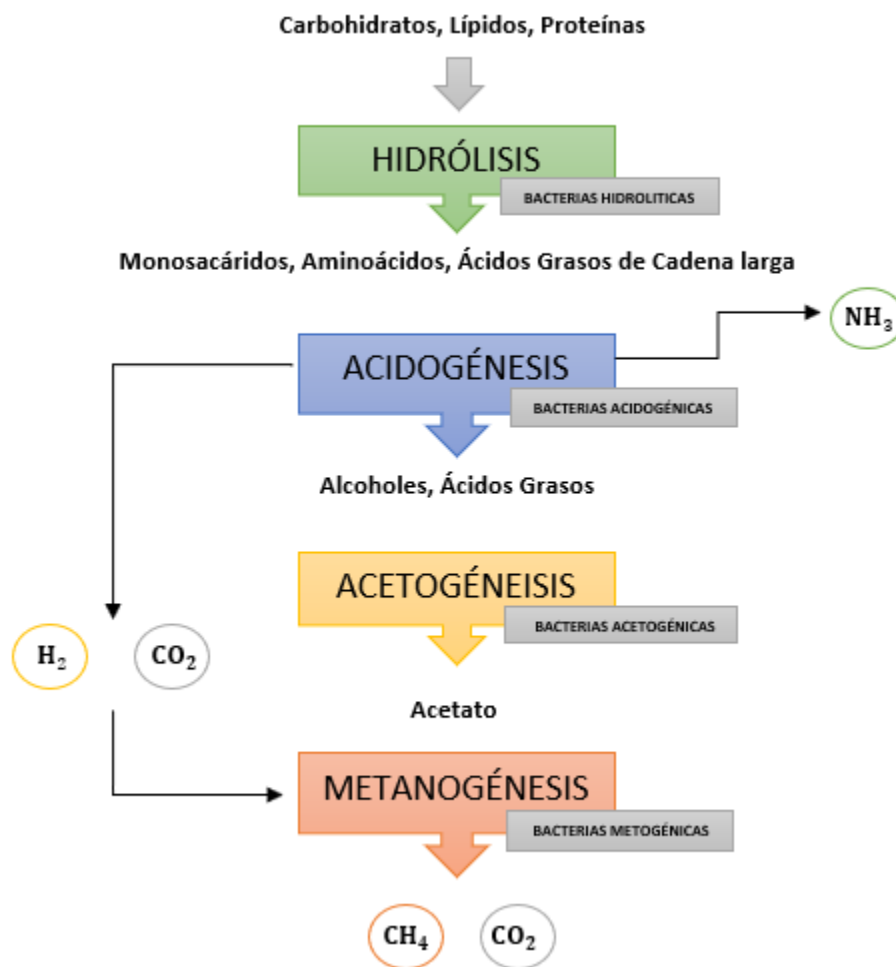


Figura 1. Bioquímica de la digestión anaeróbica.

2.2. Variables del proceso

Las variables que se deben tener en cuenta para llevar a cabo el proceso de DA son las siguientes:

- **Sólidos Volátiles (SV):** es la concentración de materia orgánica degradable por unidad de muestra, expresada en g SV/kg. La base del test consiste en remover completamente la humedad en la muestra para conocer su masa seca, posterior se realiza un proceso de volatilización a 550 °C para determinar la materia orgánica volátil presente (APHA, 1992).
- **Demanda Química de Oxígeno (DQO):** Método indirecto para cuantificar materia orgánica presente en una sustancia. El test de DQO identifica todos los compuestos orgánicos e inorgánicos que se pueden transformar por medio de oxidación en dióxido de carbono utilizando un fuerte agente oxidante (Schmitz, 2017).
- **Potencial de Hidrógeno (pH):** Permite identificar el nivel de acidez o alcalinidad de una muestra. El test de pH se hace por medio de un electrodo potenciométrico que permite identificar la acidez que presenta la muestra (Bates, 1981).
- **Ácidos Grasos Volátiles (AGV):** Los AGV están conformados por los ácidos: acético, propiónico, butírico y valérico, son un producto intermedio del proceso de DA. Los AGV producidos suelen convertirse en metano y dióxido de carbono gracias a la acción de los miembros acetogénicos y metanogénicos presentes en el consorcio microbiano (Filibeli & Buyukkamaci, 2004)
- **Relación AGV/AT o Capacidad de Estabilización (CE):** Representa la capacidad que posee el sistema para soportar la producción de ácidos sin alcanzar su acidificación. Un sistema puede soportar mayor producción de AGV siempre y cuando su Alcalinidad Total

(AT) sea superior. El control de la CE se hace necesario debido a que un desequilibrio en la producción/consumo de AGV, generaría una acumulación de ácidos hasta alcanzar niveles inhibitorios (Krause & Marchaim, 1993).

- **Relación C/N:** Es un indicador importante para controlar sistemas de tratamiento biológico. Si el sustrato tiene un valor C/N inferior a 10 hay un exceso de nitrógeno que se acumula de forma amoniacal inhibiendo el proceso. Por el contrario, si el sustrato presenta una C/N superior a 35 los microorganismos no podrán metabolizar la materia orgánica (Hansen et al., 1998).
- **Actividad Hidrolítica Específica (AHE):** La AHE indica la habilidad inherente del consorcio microbiano presente en el inóculo para degradar fuentes complejas de carbono (celulosa, almidón, etc). La AHE se expresa como la velocidad específica de consumo de sustrato o transformación de macromoléculas a moléculas sencillas en función del inóculo evaluado (Mshandete et al., 2005).
- **Actividad Metanogénica Específica (AME):** Es la capacidad del consorcio microbiano para convertir un sustrato específico (Hidrógeno, Acetato o propionato) en metano, se expresa en términos de DQO que es convertida en metano por unidad de biomasa y tiempo kg DQO/kg SV*día (Le Hyaric et al., 2011).
- **Potencial de Biometanización (PBM):** El PBM se mide en la cantidad de metano producida por unidad másica de sustrato consumida en el proceso (m^3CH_4 /kg SV) El tiempo de medición del metano producido suele durar entre 30-90 días dependiendo de la naturaleza del sustrato (Angelidaki et al., 2009). El PBM finaliza cuando la producción de metano se estabiliza debido al agotamiento de la materia orgánica presente en el biorreactor.

2.3. Codigestión anaeróbica

La Codigestión anaeróbica (CoDA) se conoce como una alternativa que permite mejorar la estabilidad y el rendimiento del proceso de DA. Este resultado, se logra con la adición de dos o más sustratos a la mezcla (Cuetos et al., 2010).

La CoDA permite aumentar la producción de biogás, el rendimiento de metano, la reducción de la materia orgánica, el equilibrio de nutrientes, incrementar la carga de materia orgánica biodegradable y genera ventajas económicas. Utilizando la CoDA se reportó un incremento del 100% al realizar una mezcla del 50% en SV de un lodo residual de algas con residuos de papel (Robra et al., 2010). La codigestión de estiércol bovino y glicerina, en una proporción 90:10 en base húmeda, aumentó hasta el 309 % la producción de metano (Robra et al., 2010). De igual forma un estudio realizó la CoDA de carbohidratos y lípidos demostrando que se logra una mejora hasta del 100% en la degradación de los lípidos (Astals et al., 2014).

Por lo anterior, se observa que cada sustrato aporta compuestos nutricionales específicos al proceso de CoDA. En la ruta metabólica de la DA se requiere un equilibrio nutricional entre carbohidratos lípidos y proteínas, para llevar a cabo un buen proceso anaeróbico. Por lo tanto, la CoDA busca el equilibrio de cosustratos por medio del aporte de sus macromoléculas (Astals et al., 2014).

2.4. Sinergia

Se considera una condición sinérgica cuando se logra un equilibrio positivo en la interacción de las moléculas (carbohidratos, lípidos, proteínas) presentes en los cosustratos. Un proceso de codigestión sinérgico conlleva el equilibrio molecular de lípidos, carbohidratos y proteínas dando lugar a un rendimiento mayor que el esperado por la suma de los rendimientos individuales de cada molécula. Los efectos sinérgicos buscan complementar las características que sean carentes de cada sustrato de forma individual. La sinergia mejora el desempeño del proceso y aumenta la producción específica de metano (Labatut et al., 2011).

Existen varios mecanismos para realizar el diseño de mezclas para estudios sinérgicos, el diseño depende del número de componentes puros que hacen parte de la mezcla. En el caso de una mezcla binaria, el sistema de combinación denota un diagrama lineal donde los puntos vértices corresponden a los compuestos puros, y los puntos sobre la línea son las mezclas binarias (Misi & Forster, 2001).

Los efectos sinérgicos (φ) del proceso de CoDA pueden ser evaluados mediante el modelo desarrollado por Marin-Batista et al. (2015); el cual incluye la prueba de PBM. El cálculo de φ se realiza utilizando la siguiente ecuación:

$$\varphi = \frac{PBM_{CoDA}}{PBM_{AV} \cdot f_{AV} + PBM_{EB} \cdot f_{EB}} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde,

φ : Factor sinérgico

f_{AV} : Fracción de SV agregados de AV

f_{EB} : Fracción de SV agregados de EB

De acuerdo con el tipo de interacción que haya entre los cosustratos, se puede generar un efecto benéfico o nocivo para la DA. En la tabla 1 se presenta el significado de φ y el rango de valores que describe el tipo de efecto generado en el proceso de CoDA

Tabla 1.

Significado del factor de sinergia (φ)

Resultado	Descripción
$\varphi > 1$	Efecto sinérgico
$\varphi < 1$	Efecto antagónico
$\varphi = 1$	El resultado no es claro

2.5. Aporte energético

La contribución energética eléctrica y térmica de los experimentos se determina teniendo en cuenta las ecuaciones de Jaimes-Estévez et al. (2018) y los factores de conversión presentados por Tricase y Lombardi (2009).

$$P_{EE} = \rho \cdot SV \cdot PBM \cdot \alpha_{EE} \quad (\text{Ec. 2})$$

$$P_{ET} = \rho \cdot SV \cdot PBM \cdot \alpha_{ET} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde,

P_{EE} : potencial de energía eléctrica (kWh/m³)

P_{ET} : potencial de energía térmica (kWh/m³)

ρ : densidad de la muestra (m^3/kg)

SV : contenido de SV de la muestra ($\text{kg SV}/\text{kg}$ muestra)

α_{EE} : factor de conversión a energía eléctrica ($1.9 \text{ kWh}/\text{m}^3 \text{ CH}_4$)

α_{ET} : factor de conversión a energía térmica ($3.8 \text{ kWh}/\text{m}^3 \text{ CH}_4$)

2.6. Estruvita

Durante la DA adicionalmente al biogás se obtiene como subproducto el digerido que presenta un alto contenido de nutrientes principalmente fosforo y nitrógeno (Li et al., 2011). Una alternativa viable para aprovechar la naturaleza biofertilizante del digerido, es la precipitación de fosfato de magnesio de amonio hexahidratado, también conocido como Estruvita (ES) (Stolzenburg et al., 2015). La ES se caracteriza por ser un sólido cristalino que se considera un recurso renovable y es implementado como aditivo para fertilizantes en la recuperación de suelos estériles (Shu et al., 2006).

Ya se han desarrollado otros estudios que precipitaron estruvita utilizando otros sustratos, entre esos se destaca el estiércol bovino (Tao et al., 2016) y lactosuero (Jaimes-Estévez et al., 2018).

La precipitación de ES se lleva a cabo de acuerdo a la siguiente reacción:



A partir de la reacción química (4), se puede conocer el Potencial de Precipitación de Estruvita (PPE). El PPE es la cantidad máxima de ES que se podría obtener de un digerido por medio del proceso de precipitación. Para realizar el cálculo del PPE, se debe cuantificar la concentración de

los iones NH_4^+ y PO_4^{3-} presentes en el digerido, con dichos valores se determina el reactivo límite y se realiza la cuantificación de ES.

3. Descripción metodológica

Este trabajo se desarrolló en tres etapas, la primera consistió en determinar la sinergia de los cosustratos utilizando el potencial de biometanización de los sustratos puros y sus mezclas, de acuerdo a los experimentos planteados por medio de ensayos de biodegradabilidad anaeróbica. En la segunda etapa se calculó el potencial energético y finalmente en la tercera etapa se cuantificó el Potencial de Precipitación de Estruvita (PPE).

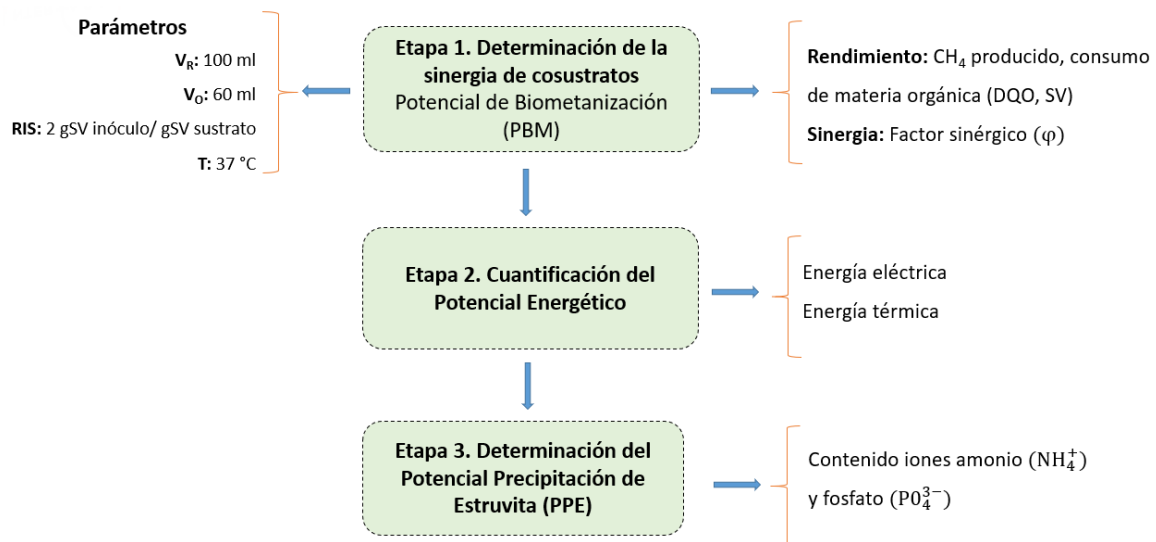


Figura 2. Diagrama de flujo metodológico

3.1. Sustratos

Los sustratos aguas de lavado de vísceras blancas (AV) y estiércol bovino (EB), se recolectaron 5 l y 10 kg respectivamente en la PBBRF localizada en Floridablanca, Santander (7°3'14.82' 'N 73°7'55.282'' W). Estos sustratos fueron transportados y almacenados a 4°C en el laboratorio de Biotecnología de la Universidad Industrial de Santander. Posteriormente se realizó una caracterización fisicoquímica teniendo en cuenta las variables que se presentan en la tabla 2.

Tabla 2.

Variables para caracterización fisicoquímica de AV y EB.

Variable	Unidad	Método	Referencia
pH	-	Potenciométrico	(APHA, 2005)
ST	g/l	Gravimétrico	(APHA, 2005)
SV	g/l	Gravimétrico	(APHA, 2005)
DQO	g/l	Colorimétrico	(APHA, 2005)
AGV	mg Ac. Acético/l	Titrimétrico	(Anderson & Yang, 1992)
AT	mg CaCO ₃ /l	Titrimétrico	(Anderson & Yang, 1992)
Carbohidratos	%SV	Bromatológico	LBC 257 (Calderón, 2018)
Lípidos	%SV	Gravimétrico	LBC 50 (Calderón, 2018)
Proteínas	%SV	Indirecto	LBC 138 (Calderón, 2018)
C/N	-	Elemental Kjeldahl	LBC 138 (Calderón, 2018)

3.2. Inóculo

Se implementó como inóculo un lodo de estiércol bovino (LEB) tomado del digerido de un biodigestor rural ubicado en la granja Marsella en el municipio de Girón, Santander (7°01'0.07'' N 73°08'13,3'' W). Este biodigestor ha operado por más de 4 años a una temperatura promedio de 28°C de manera estable y su digerido ha sido empleado como inóculo anteriormente en otros procesos de DA. El LEB se caracterizó con base en el pH, AGV, AT, ST, SV, DQO, AHE y AME, estos últimos se desarrollaron según el protocolo presentado por Yap et al. (2018) y Astals et al. (2015) respectivamente.

3.3. Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica

Con el propósito de conocer la cantidad de metano producido, se llevó a cabo la prueba de biodegradabilidad anaeróbica (PBM) de acuerdo con el protocolo establecido por Angelidaki et al. (2009). Los ensayos de PBM se realizaron de acuerdo a las condiciones de operación reportadas en la tabla 3, utilizando como reactores botellas de 100 ml, las cuales fueron gaseadas con nitrógeno por dos minutos para garantizar anaerobiosis. En cada botella se adicionó el inóculo y sustrato, de acuerdo con las especificaciones de la tabla 4, posteriormente los reactores fueron tapados con corchos de butilo y sellados con agrafes de aluminio. Durante un periodo de 43 días se midió diariamente la producción de biogás. Cada experimento se realizó por triplicado y así mismo se llevó a cabo un experimento denominado blanco, con el propósito de evaluar la producción de metano por actividad endógena del inóculo, esto se efectuó reemplazando la cantidad de sustrato requerido por agua destilada.

Tabla 3.

Parámetros de la prueba de PBM

Parámetro	Unidad	Valor
Temperatura	°C	37
Presión	atm	1
Volumen del reactor	ml	100
Volumen de operación	ml	60
RIS	g SV inóculo/g SV sustrato	2

En la tabla 4 se presenta el diseño de mezclas que se implementó para evaluar el PBM de las AV y el EB. La relación de mezcla está con base a la concentración de SV de cada sustrato.

Tabla 4.

Diseño de mezclas

Experimento	Mezcla	%EB	%AV
1	EB: AV 100:0	100	-
2	EB: AV 90:10	90	10
3	EB: AV 75:25	75	25
4	EB: AV 50:50	50	50
5	EB: AV 0:100	-	100

Los experimentos 1 y 5 se elaboraron con el fin de conocer el desempeño de cada uno de los sustratos en monodigestión. Estas relaciones de mezcla se seleccionaron debido a que para proporciones inferiores al 50% de EB significaría cantidades muy bajas a tratar dado su alto contenido de SV.

La cantidad de metano producido diariamente se cuantificó mediante el método de desplazamiento alcalino (Anexo A) con una solución de 0.1N de NaOH con pH 12 y fenolftaleína como indicador [32]. El PBM se expresó en unidades de volumen de metano a condiciones normales (Anexo B) por masa de SV de sustrato agregado.

3.4. Sinergia de la CoDA

El efecto sinérgico (ϕ) se determinó utilizando el PBM de la mezcla, los PBM de las muestras puras y las fracciones máscas de cada cosustrato adicionado, según la ecuación (1) desarrollada por Marin-Batista et al. (2015).

3.5. Aporte energético

El Potencial Energético Eléctrico (P_{EE}) y el Potencial Energético Térmico (P_{ET}) se calcularon teniendo en cuenta la densidad de la muestra, los SV agregados, el PBM y los factores de conversión expuestos por Tricase y Lombardi (2009), como se muestra en las ecuaciones (2) y (3).

3.6. Potencial de precipitación de estruvita

Para realizar el cálculo del PPE, se cuantificó la concentración de los iones NH_4^+ y PO_4^{3-} presentes en el digerido, por medio del método colorimétrico (APHA-4500-NH3 y APHA-4500-PE). Con los valores calculados se determina el reactivo límite y se realiza la cuantificación de ES haciendo el cálculo estequiométrico (Anexo C).

4. Resultados

4.1. Caracterización de sustratos

En la figura 3 se representa la variabilidad de las AV en términos de SV durante las 4 semanas de muestreo a 6 diferentes horas.

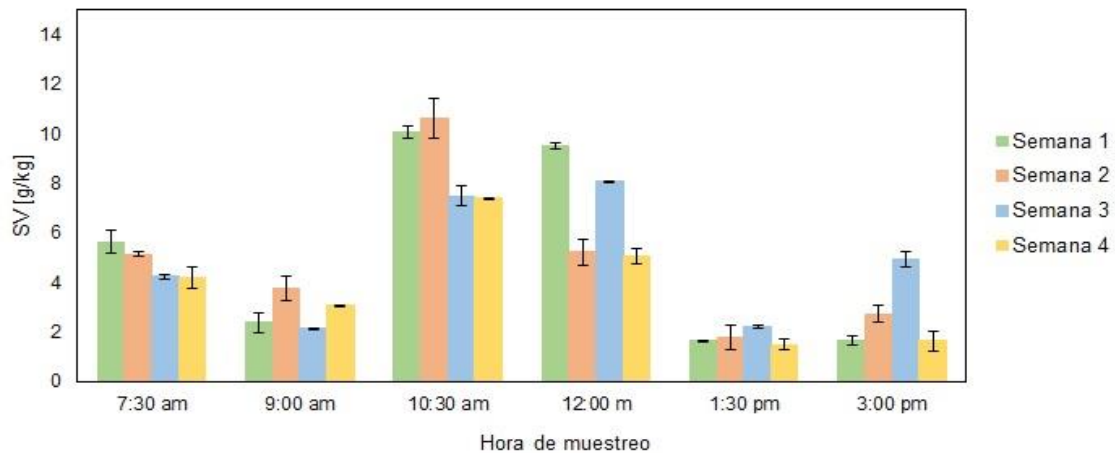


Figura 3. Dinámica de SV de las AV durante el proceso de sacrificio bovino

Según el muestreo realizado se evidencia que entre las 10:30 am y las 12:00 m el efluente posee la mayor concentración de materia orgánica (10 gSV/kg); demostrando que a mitad del proceso las AV presentan las mayores concentraciones de SV. En el caso de las horas iniciales y finales se puede observar que los valores se encuentran a menores concentraciones con rangos de (1.5 a 5 gSV/kg).

En la tabla 5 se presenta la caracterización fisicoquímica de AV y EB.

Tabla 5.

Características fisicoquímicas de AV y EB

Variable	Unidad	AV	EB
pH	-	7.30	8.20
ST	g/l	8.50	241.68
SV	g/l	6.50	178.85
DQO	g/l	5.90	-
CE	-	0.69	0.60
Carbohidratos	%SV	14.00	47.70
Lípidos	%SV	44.00	2.40
Proteínas	%SV	42.00	9.00
C/N	-	12.88	27.70

Teniendo en cuenta los resultados reportados en la tabla 5 se observa que los valores de macronutrientes (carbohidratos, lípidos y proteínas) son complementarios entre sí, ya que el EB posee una alta concentración de carbohidratos (47.7 %) y las AV poseen lípidos (44%) y proteínas (42%) mostrando que podría lograr un equilibrio nutricional adecuado entre ellos. En relación con la concentración de materia orgánica en términos de ST y SV las AV presentan un promedio de 8.5 g/kg y 6.5 g/kg respectivamente mientras que el EB presenta 241.68 g/kg y 178.85 g/kg. Estos valores demuestran que los sustratos son adecuados para ser gestionados por DA y sobre todo que las AV al poseer menos materia orgánica favorecerán en la dilución del EB, aumentando su humedad y permitiendo que los microorganismos puedan acceder a dicho sustrato con mayor facilidad. Revisando la relación C/N se observa que son complementarios ya que la de las AV (12.88) es baja mientras que la del EB (27.7) es alta. En términos de estabilidad, el pH de los sustratos es de 7.3 y 8.2; la relación AGV/AT (CE) es de 0.69 y 0.6 respectivamente para AV y EB. Los valores reportados en la tabla para la variable estabilidad demuestra que los dos sustratos

se encuentran en un punto de partida adecuado para realizar el proceso de digestión anaeróbica según rangos establecidos en literatura (Castro-Molano et al., 2016).

4.2. Caracterización de inóculo

En la tabla 6 se presentan las características fisicoquímicas del LEB.

Tabla 6.

Características fisicoquímicas LEB

Variable	Unidad	LEB
pH	-	6.77
CE	-	0.05
ST	g/kg	28.76
SV	g/kg	21.28
DQO	g/l	21.23
SV/ST	%	74.00
AHE	kg DQO/kg SV*día	0.06
AME	kg DQO/kg SV*día	0.07

Teniendo en cuenta lo presentado en la tabla 6, se observa que las variables de estabilidad pH y CE del inóculo es de 6.77 y 0.05 respectivamente; demostrando que en su fase inicial se encuentra dentro de un rango apropiado para llevar a cabo operaciones de DA (Regueiro et al., 2012). La variable SV que determina la cantidad de materia orgánica reporta un valor de 21.28 g SV/kg indicando que el inóculo se encuentra agotado (Marin-Batista et al., 2015). La AHE es de 0.06 kg DQO/kg SV*día y la AME de 0.07 kg DQO/kg SV*día siendo esto valores adecuados para los procesos de DA según lo reportado en la literatura (Regueiro et al., 2012).

4.3. Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica

4.3.1. Potencial de biometanización (PBM). En la figura 4 se muestra las producciones acumuladas de metano de las mezclas en el proceso de CoDA a una RIS de 2. Cuando estas producciones acumuladas llegan al estado estacionario se ha alcanzado el máximo potencial del proceso, denominado PBM.

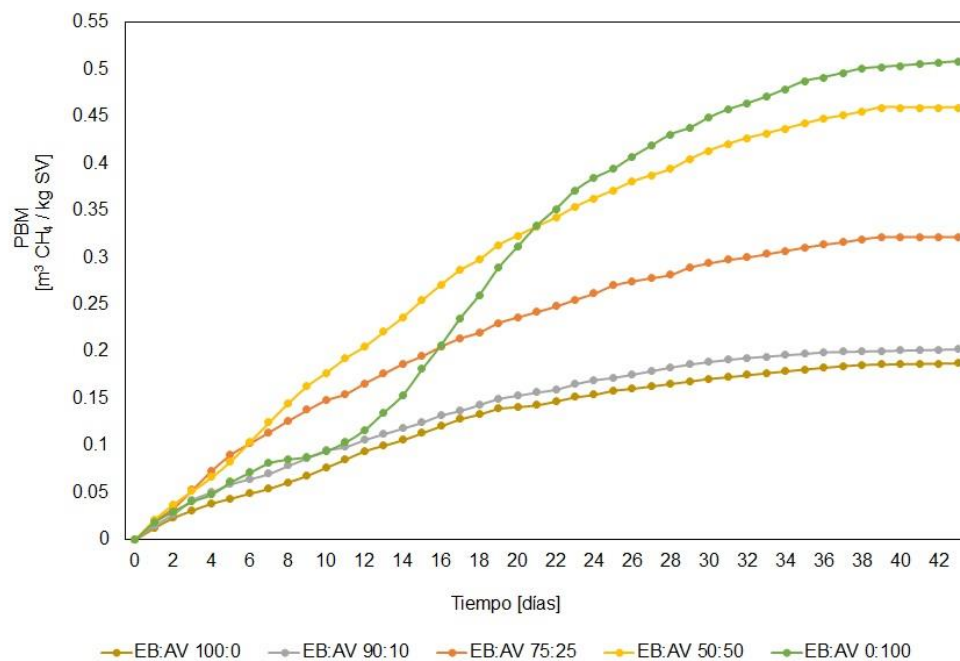


Figura 4. PBM CoDA de AV y EB

Los cinco ensayos de este experimento demostraron funcionar de forma satisfactoria a una RIS de 2, igualmente a lo ya determinado para sustratos similares por Jensen et al. (2014). En el caso de las mono digestiones (experimentos de sustratos puros) se evidenció que las AV presentan un PBM elevado hasta alcanzar un valor acumulado superior a $0.50 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg SV}$. En el caso del ensayo con estiércol puro presentó un resultado bajo pues su PBM acumulado no superó los $0.20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg SV}$. La mezcla EB: AV 90:10 mostró velocidades bajas de arranque y estabilización

demostrando un comportamiento similar al ensayo con estiércol puro. Para el caso de los experimentos de las mezclas EB: AV 50:50 y EB: AV 75:25 se observa que la velocidad de arranque de los ensayos de biodegradabilidad hasta el día 7 es idéntica. A partir del día 8 se evidencia como cada uno de los experimentos evolucionan presentando una pendiente diferente dando lugar a una mayor producción para la mezcla EB: AV 50:50. Por otra parte, el análisis estadístico realizado al experimento con la mezcla EB: AV 50:50 y EB: AV 0:100, demostró que los resultados no presentan diferencias significativas. Por lo anterior se reafirma que las AV se constituyen como un excelente cosustrato para potencializar la CoDA del EB puro.

A continuación, se presentan los valores de PBM en la tabla 7.

Tabla 7.

Potencial de biometanización (PBM) de ensayos CoDA

Mezcla	PBM (m³ CH₄ /kg SV)
EB: AV 100:0	0.19
EB: AV 90:10	0.20
EB: AV 75:25	0.32
EB: AV 50:50	0.46
EB: AV 0:100	0.51

El EB alcanzó un rendimiento de 0.19 m³ CH₄ /kg SV a pesar de la alta concentración de carbohidratos. El PBM de las AV alcanzó un rendimiento de 0.51 m³ CH₄ /kg SV siendo el valor más elevado debido a la alta concentración de lípidos (44 %). Las CoDA de las mezclas EB: AV 90:10, EB: AV 75:25 y EB: AV 50:50 alcanzaron valores de 0.20 m³ CH₄ /kg SV, 0.32 m³CH₄ /kg SV y 0.46 m³ CH₄ /kg SV respectivamente, demostrando que a mayor proporción de AV mayor producción de metano.

4.3.2. Remoción de Materia Orgánica. En la tabla 8 se representa el consumo de SV y DQO al inicio y al final del estudio de mezclas de CoDA de AV y EB a RIS 2.

Tabla 8.

Remoción de materia orgánica en el estudio de CoDA de AV y EB

Mezcla	SV (g SV/kg)			DQO (mg DQO/l)		
	Inicial	Final	% Remoción	Inicial	Final	%Remoción
EB:AV 100:0	53.06	39.44	25.67	51,127	42,299	17.27
EB:AV 90:10	40.76	30.42	25.35	38,845	30,280	22.05
EB:AV 75.25	28.12	21.35	24.09	27,672	17,348	37.31
EB:AV 50:50	22.40	8.06	64.00	27,244	14,249	47.70
EB:AV 0:100	16.80	7.10	57.71	15,252	6,241	59.08

De acuerdo con lo evidenciado en la tabla anterior, los ensayos EB:AV 50:50 y EB:AV 0:100 alcanzaron remociones de 64 % y 57.71% respectivamente, siendo estos valores adecuados con lo ya reportado en literatura (Castro-Molano et al., 2016). En el proceso de CoDA se garantiza una remoción de materia orgánica eficiente para mezclas que tengan una concentración máxima de EB en términos de SV de 50%.

En términos de DQO los mejores rendimientos fueron los alcanzados con las relaciones de mezcla EB: AV 50:50 (47.70 %) y EB: AV 0:100 (59.08%) valores cercanos al 48 % reportado en la literatura (Castro-Molano et al., 2016). De esta manera se evidencia que la DA es una tecnología que puede ser implementada para reducir más del 40 % de la materia orgánica de las AV y EB, siendo esta una alternativa que gestiona el residuo y genera biogás como producto principal que valoriza los efluentes de la planta.

4.3.3. Variables de Estabilización. En términos de estabilidad del proceso, la figura 5 presenta la respuesta de pH al inicio y final del proceso de CoDA de AV y EB.

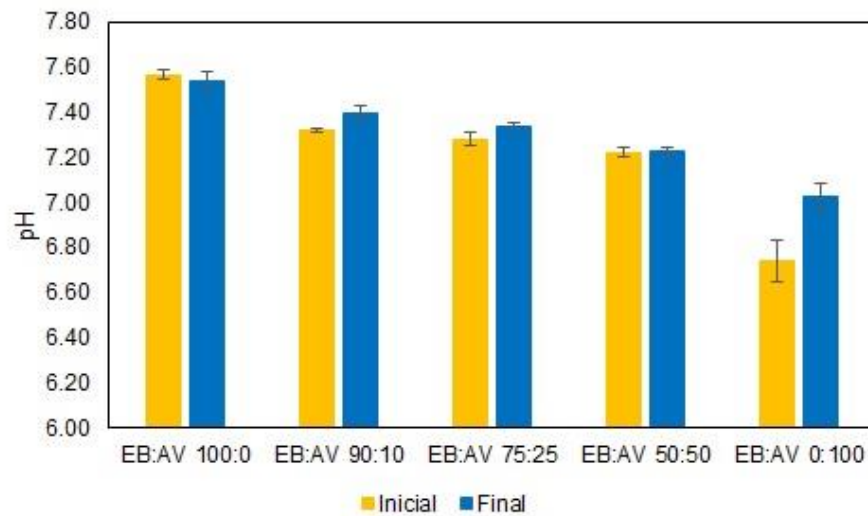


Figura 5. pH inicial y final para el proceso de CoDA de AV y EB

En la gráfica se evidencia que el pH para todos los experimentos al inicio y al final se encuentra dentro del rango reportado en la literatura (6.00 a 8.00) . Cabe resaltar que el experimento que funcionó con EB puro presentó el pH más elevado con valores entre 7.40 y 7.60, mientras que el ensayo que operó con AV puro presentó el pH más bajo con valores de 6.70 al inicio y 7.10 al final. Por lo anterior se concluye que los ácidos producidos durante la etapa acidogénica fueron consumidos en la acetogénica sin generar efectos inhibitorios. En la figura 6 se presenta la Capacidad de Estabilización (CE), es decir la relación AGV/AT para el inicio y el final del proceso de CoDA de las diferentes mezclas de AV y EB.

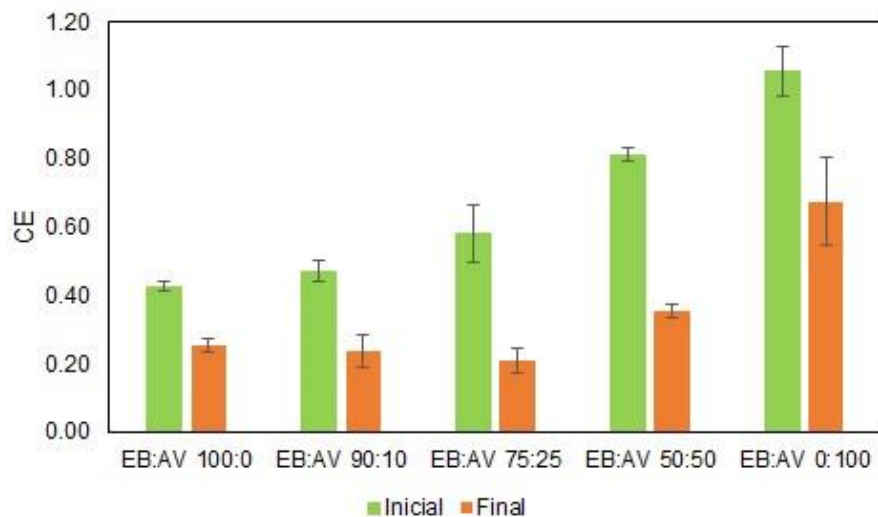


Figura 6. CE inicial y final para el proceso de CoDA de AV y EB

Los ensayos EB:AV 100:0, EB:AV 90:10, y EB:AV 75:25 presentaron valores inferiores al 0.8, siendo estos favorables para la DA y dentro del rango establecido según la literatura (0.20 a 0.80). En el caso de los ensayos EB: AV 50:50 y EB:AV 0:100 alcanzaron valores de CE superiores a 0.8 al inicio del proceso, después de la DA se reportan valores inferiores al 0.8. Así las cosas, se demuestra que las AV y el EB son sustratos que en términos de estabilidad no presentan dificultad para ser utilizados en el proceso de CoDA.

4.4. Sinergia de la CoDA

La tabla 9 presenta el factor ϕ (grado de sinergia) calculado a partir de la ecuación (1); el cual determina el tipo de efecto sinérgico o antagónico para la mezcla de AV (rica en lípidos) y EB (rica en carbohidratos). Los efectos sinérgicos se evidenciaron en las mezclas binarias EB:AV 75:25 y EB:AV 50:50 con valores ϕ de 1.22 y 1.32 respectivamente. En el caso de la mezcla y

EB:AV 90:10 el resultado no presentó efecto sinérgico o antagónico demostrando que para esa proporción el funcionamiento de los sustratos juntos o por separado es igual.

Tabla 9.

Factor de sinergia (ϕ) para las mezclas binarias entre AV y EB

Mezcla	ϕ
EB: AV 90:10	0.93
EB: AV 75:25	1.22
EB: AV 50:50	1.32

Según los valores reportados en la tabla 9 es evidente que para proporciones de mezcla EB:AV con valores superiores o iguales al 25 % de AV en términos de SV, se logra una relación sinérgica en el proceso. En el caso de las concentraciones inferiores no se logra un valor favorable ya sea en términos de sinergia y remoción de materia orgánica (tabla 5). Lo anterior constata que las bajas concentraciones de SV en las AV representan a su vez altas concentraciones de lípidos que van a favorecer el proceso. Así las cosas, se determina que la relación de mezcla EB:AV 50:50 presenta el mejor factor sinérgico, logrando un complemento macromolecular entre los sustratos, siendo esto apoyado y sustentado con la estabilidad manifestada y la remoción de materia orgánica lograda.

4.5. Aporte energético

En la tabla 10 se presentan resultados obtenidos para cada ensayo de codigestión en términos de Potencial Energético Eléctrico (P_{EE}) y Potencial Energético Térmico (P_{ET}).

Tabla 10.

Potenciales energéticos para las mezclas binarias de AV y EB

Mezcla	P_{EE} (kW h/m³)	P_{ET} (kW h/m³)
EB:AV 100:0	18.74	37.48
EB:AV 90:10	15.68	31.37
EB:AV 75:25	17.21	34.42
EB:AV 50:50	19.55	39.10
EB:AV 0:100	16.22	32.45

Según lo presentando en la tabla 10 se evidencia que todos P_{EE} y P_{ET} se encuentran en un rango de 15 – 39 kWh/m³. Dichos valores tienen relación a los reportados en literatura para contribuciones eléctricas (9.46 – 25 kWh/ m³) y térmicas (26.66 – 54.95 kWh/ m³) (Jensen et al., 2014),(Castro-Molano et al., 2016). En relación con los valores alcanzados se destaca que la CoDA de EB:AV 50:50 presentó el valor más elevado al alcanzar un P_{EE} de 19.55 kWh/m³ y un P_{ET} de 39.10 kWh/ m³. De esa manera se evidencia que la relación EB:AV 50:50 presenta el mejor potencial energético de todos los ensayos realizados.

4.6. Potencial de precipitación de estruvita

La tabla 11 presenta los valores de NH₄⁺, PO₄³⁻ y Potencial de Precipitación de Estruvita (PPE) que se obtuvieron al inicio y al final del ensayo de biodegradabilidad para la mezcla EB: AV 50:50, ya que esta reportó el mejor rendimiento sinérgico.

Tabla 11.

Contenido de NH_4^+ , PO_4^{3-} y PPE de la mezcla EB: AV 50:50

Parámetro	Unidades	Inicial	Final
NH_4^+	g NH_4^+ /l	0.137	0.137
PO_4^{3-}	g PO_4^{3-} /l	0.112	0.112
NH_4^+ / PO_4^{3-}	-	6.453	6.453
PPE	g estruvita/l	0.288	0.288

En la tabla 10 se observa que el PPE para la mezcla EB:AV 50:50 es de 0.288 g estruvita/l, este resultado concuerda con otras investigaciones que se han realizado previamente, como por ejemplo la obtención de ES a partir de lactosuero, la cual reportó un rendimiento de 0.29 g estruvita/l (Jaimes-Estévez et al., 2018).

De esta manera es evidente que un buen proceso de CoDA no solo permite una sinergia entre los cosustratos potencializando la producción de metano, sino también garantiza una recuperación de nutrientes. La recuperación de nutrientes es importante como complemento del proceso de DA, ya que la parte líquida del proceso debe ser aprovechada.

5. Conclusiones

Los ensayos de biodegradabilidad de la codigestión anaeróbica de aguas viscerales (AV) y estiércol bovino (EB) demostraron que el mejor proceso se llevó a cabo con una mezcla de EB:AV en proporción 50:50 alcanzando un PBM de $0.46 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg SV}$; un Potencial Energético Eléctrico (P_{EE}) de 19.55 kWh/m^3 y un Potencial Energético Térmico (P_{ET}) de 39.10 kWh/m^3 , indicando que se consigue la valorización energética de estos residuos.

El estudio de la sinergia de la codigestión anaeróbica de AV:EB 50:50 reportó factor sinérgico de 1.32, demostrando que la relación de mezcla en mención permitió un complemento macromolecular (lípidos, carbohidratos y proteínas) entre los sustratos conllevando a potencializar la producción de metano.

Codigestar las AV:EB en proporción 50:50 además de la obtención de energía, conlleva una reducción de materia orgánica expresada en términos de SV y DQO de 64% y 47.7% respectivamente, lo cual corresponde a un beneficio adicional: la disminución del costo de tratamiento final de estos residuos, permitiendo cumplir con la normativa vigente de vertimiento^{***}.

^{***} Resolución 631 de 2015. Diario Oficial No. 49.486 de 18 de abril de 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Colombia.

Así las cosas, la mejor mezcla de CoDA de AV y EB alcanzó un Potencial de Precipitación de Estruvita (PPE) de 0.288 g estruvita/l demostrando que la recuperación de nutrientes es posible y podría ser implementada como alternativa para la reparación de suelos dándole un valor agregado a la fase líquida del sistema.

6. Recomendaciones

Implementar la codigestión de las EB: AV en proporción 50:50 en un biodigestor tubular a escala laboratorio; que permita estudiar las variables tiempo de residencia y máxima carga permisible, con el propósito de llevar este proceso a escala real en la Planta de Beneficio Bovino Rio Frio.

Realizar un estudio del contenido de Ácidos Grasos de Cadena Larga (AGCL) presentes en las mezclas de AV y EB, con el fin de analizar su influencia en la comunidad microbiana, la producción de metano y la estabilidad del proceso durante la codigestión anaeróbica.

Referencias bibliográficas

- Alzate Moncada, M. S., & Quintero Silva, M. (2016). Characterization of trophic groups throughout an anaerobic digestion process with cattle manure slurry using a low-cost method. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos Procesos En Ingeniería*, 29(1), 117–123. <https://doi.org/10.18273/revion.v29n1-2016010>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater*. Washington: APHA
- Anderson, G.K. & Yang, G. (1992). Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Water Environment Research*, 64(64), 53-59.
- Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., & Van Lier, J. B. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*, 59(5), 927–934. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>
- Angelidaki, Irini, & Sanders, W. (2004). Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 3(2), 117–129. <https://doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3>
- Astals, S., Batstone, D. J., Mata-Alvarez, J., & Jensen, P. D. (2014). Identification of synergistic impacts during anaerobic co-digestion of organic wastes. *Bioresource Technology*, 169, 421–427. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.024>

- Astals, S., Batstone, D. J., Tait, S., & Jensen, P. D. (2015). Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water Research*, *81*, 208–215. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.063>
- Bates, R. G. (1981). The Modern Meaning of pH. *C R C Critical Reviews in Analytical Chemistry*, *10*(3), 247–278. <https://doi.org/10.1080/10408348108542727>
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2016). Treatment of an actual slaughterhouse wastewater by integration of biological and advanced oxidation processes: Modeling, optimization, and cost-effectiveness analysis. *Journal of Environmental Management*, *182*, 651–666. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.044>
- Calderón Laboratorios Ltda. (2018). Recuperado de <http://www.drcalderonlabs.com/>.
- Castro-Molano, L. del P., Escalante-Hernández, H., Gómez-Serrato, O. J., & Jiménez-Piñeros, D. P. (2016). Análisis del potencial metanogénico y energético de las aguas residuales de una planta de sacrificio bovino mediante digestión anaeróbica. *DYNA (Colombia)*, *83*(199), 41–49. <https://doi.org/10.15446/dyna.v83n199.56796>
- Cuetos, M. J., Gómez, X., Otero, M., & Morán, A. (2010). Anaerobic digestion and co-digestion of slaughterhouse waste (SHW): Influence of heat and pressure pre-treatment in biogas yield. *Waste Management*, *30*(10), 1780–1789. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.034>
- DANE. (2019). *Boletín Técnico Encuesta de Sacrificio de Ganado (ESAG) IV trimestre de 2018 Encuesta de Sacrificio de Ganado (ESAG)*. 25. https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/boletines/sacrificio/bol_sacrif_IVtrim18.pdf

Eghball, B. & Gilley, J.E. (1999). Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. *J. Environ. Qual*, 28(4), 1201-1210.

FAO. (2019). *Biannual Report on Global Food Markets*. 2019. Recuperado de <http://www.fao.org/giews/reports/food-outlook/es/>

FAOSTAT. (2019). *Estadísticas Producción Pecuaria en América Latina y el Caribe*. Recuperado de <http://www.fao.org/americas/prioridades/produccion-pecuaria/es/>.

FEDEGAN, F. C. de G. (2018). Ganadería Colombiana. In *Hoja De Ruta 2018 - 2022*. http://static.fedegan.org.co.s3.amazonaws.com/publicaciones/Hoja_de_ruta_Fedegan.pdf

Filibeli, A. & Buyukkamaci, N. (2003). Volatile fatty acid formation in ana anaerobic hybrid reactor. *Process Biochemistry*, 39(1), 1491–1494.

Fuess, L. T., Kiyuna, L. S. M., Ferraz, A. D. N., Persinoti, G. F., Squina, F. M., Garcia, M. L., & Zaiat, M. (2017). Thermophilic two-phase anaerobic digestion using an innovative fixed-bed reactor for enhanced organic matter removal and bioenergy recovery from sugarcane vinasse. *Applied Energy*, 189, 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.12.071>

Hansen, K. H., Angelidaki, I., & Ahring, B. K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: Inhibition by ammonia. *Water Research*, 32(1), 5–12. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00201-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00201-7)

Jaimes-Estévez, J., Escalante, H., Castro, L., Amaya, M. P. & Jaimes, L. (2018). Anaerobic digestion of cheese whey: Energetic and nutritional potential for the dairy sector in developing countries. *Waste Management*, 71, 711–718. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.026>

- Jensen, P. D., Sullivan, T., Carney, C., & Batstone, D. J. (2014). Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*, *136*, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.009>
- Kabouris, J. C., Tezel, U., Pavlostathis, S. G., Engelmann, M., Dulaney, J., Gillette, R. A., & Todd, A. C. (2009). Methane recovery from the anaerobic codigestion of municipal sludge and FOG. *Bioresource Technology*, *100*(15), 3701–3705. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.024>
- Karakashev, D., Batstone, D.J., Plugge, C.M., Stams, J.M. & Angelidaki, I. (2011). Biomethanation and its Potential. *Methods in Enzymology*, *494*(1), 327-351.
- Krause, C. & Marchaim, U. (1993). Propionic to acetic acid ratios in overloaded anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, *43*(3), 195-203. doi: 10.1016/0960-8524(93)90031-6
- Labatut, R. A., Angenent, L. T., & Scott, N. R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology*, *102*(3), 2255–2264. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.035>
- Le Hyaric, R., Chardin, C., Benbelkacem, H., Bollon, J., Bayard, R., Escudié, R., & Buffière, P. (2011). Influence of substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate. *Bioresource Technology*, *102*(2), 822–827. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.124>
- Li, J., Song, C., Cao, L., Zhu, F., Meng, X., & Wu, J. (2011). Impacts of landscape structure on surface urban heat islands: A case study of Shanghai, China. *Remote Sensing of Environment*,

115(12), 3249–3263. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.07.008>

Lorenzo, Y. (2017). *La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. February.*

Marin-Batista, J. D., 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>

Martí-Herrero, J., Alvarez, R., & Flores, T. (2018). Evaluation of the low technology tubular digesters in the production of biogas from slaughterhouse wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 199, 633–642. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.148>

Misi, S. N., & Forster, C. F. (2001). Batch co-digestion of multi-component agro-wastes. *Bioresource Technology*, 80(1), 19–28. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00078-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00078-5)

Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A. K., Rubindamayugi, S. T., & Mattiasson, B. (2005). Enhancement of anaerobic batch digestion of sisal pulp waste by mesophilic aerobic pre-treatment. *Water Research*, 39(8), 1569–1575. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.11.037>

Regueiro, L., Veiga, P., Figueroa, M., Alonso-Gutierrez, J., Stams, A. J. M., Lema, J. M., & Carballa, M. (2012). Relationship between microbial activity and microbial community structure in six full-scale anaerobic digesters. *Microbiological Research*, 167(10), 581–589. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2012.06.002>

Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., & Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology*, 247(July 2017), 1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>

- Robra, S., Serpa da Cruz, R., de Oliveira, A. M., Neto, J. A. A., & Santos, J. V. (2010). Generation of biogas using crude glycerin from biodiesel production as a supplement to cattle slurry. *Biomass and Bioenergy*, *34*(9), 1330–1335. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.04.021>
- Rodríguez-Méndez, R., Le Bihan, Y., Béline, F., & Lessard, P. (2017). Long chain fatty acids (LCFA) evolution for inhibition forecasting during anaerobic treatment of lipid-rich wastes: Case of milk-fed veal slaughterhouse waste. *Waste Management*, *67*, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.028>
- Schmitz, K. S. (2017). Gibbs free energy, Work, Equilibrium. *Physical Chemistry*: <https://www.sciencedirect.com/topics/chemistry/chemical-oxygen-demand>
- Shu, L., Schneider, P., Jegatheesan, V., & Johnson, J. (2006). An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology*, *97*(17), 2211–2216. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.005>
- Sreekrishnan, T. R., Yadvika, S., Kohli, S. & Rana, V. (2004). Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques-a review. *Bioresource Technology* *95*(1), 1-10.
- Stolzenburg, P., Capdevielle, A., Teychené, S. & Biscans, P. (2015). Struvite precipitation with MgO as a precursor: Application to waste water treatment. *Chemical Engineering Science*, *133*(1), 9-15.
- Tang, J. C., Maie, N., Tada, Y., & Katayama, A. (2006). Characterization of the maturing process of cattle manure compost. *Process Biochemistry*, *41*(2), 380–389. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.06.022>

- Tao, W., Fattah, K. P., & Huchzermeier, M. P. (2016). Struvite recovery from anaerobically digested dairy manure: A review of application potential and hindrances. *Journal of Environmental Management*, *169*, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.006>
- Tricase, C., & Lombardi, M. (2009). State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: Technical-economic considerations. *Renewable Energy*, *34*(3), 477–485. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2008.06.013>
- Wilkie, A.C. (2005). Anaerobic Digestion of Dairy Manure: Design and Process Considerations. *Natural Resource*. Cornell University, Ithaca, NY. *176*(1), 301–312.
- Yap, S. D., Astals, S., Lu, Y., Peces, M., Jensen, P. D., Batstone, D. J., & Tait, S. (2018). Humic acid inhibition of hydrolysis and methanogenesis with different anaerobic inocula. *Waste Management*, *80*, 130–136. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.001>

Apéndices

Apéndice A. Método de desplazamiento alcalino

Materiales

Una manguera larga con regulador de flujo y agujas hipodérmicas en cada extremo.

Una manguera corta con aguja en un solo extremo.

Una botella de vidrio con 500 ml de NaOH con fenolftaleína y pH mayor a 12.

Un soporte metálico para la botella, probeta

Procedimiento

1. La botella con NaOH se sujeta al soporte con la tapa hacia abajo. En el tapón de butilo que tiene la botella, introducir la aguja de la manguera corta. Debajo de esta manguera, ubicar la probeta.
2. Introducir una aguja de la manguera larga en el tapón de la botella con NaOH, asegurándose previamente que el regulador de flujo esté cerrando el paso del aire. La aguja del otro extremo se introduce en el tapón del biorreactor.
3. Deslizar el regulador de flujo de la manguera larga, para permitir el paso del biogás del biorreactor hacia la botella con solución alcalina.
4. El CO₂ del biogás reacciona con el NaOH y queda atrapado en la solución. El CH₄ no reacciona con la solución y pasa hasta la parte superior de la botella, desplazando un volumen equivalente

de solución alcalina, la cual sale por la manguera corta hasta la probeta. Anotar el volumen desplazado en ml.

Apéndice B. Normalización del volumen

A fin de comparar la producción de biogás y por tanto el redimiendo, es necesario llevar el volumen de biogás a condiciones normalizadas -VNTP-, con la siguiente ecuación:

$$V_{\text{NTP}} = V \cdot \frac{(P_0 - P_V) \cdot T_0}{P_{\text{atm}} \cdot T}$$

En donde:

V_{NTP} : Volumen de gas en condiciones normales de temperatura y presión (ml)

V : Volumen de gas generado (ml)

P_0 : Presión del CH_4 en condiciones normales (1013,2 mbar)

P_V : Presión de vapor del agua (mbar)

P_{atm} : Presión atmosférica

T : Temperatura al momento de medir (K)

T_0 : Temperatura estándar (273,15 K)

Apéndice C. Cálculo para evaluar el PPE

Se calcula el PPE según la siguiente ecuación, teniendo en cuenta que el fosfato es el reactivo limitante en la estequiometría de reacción (Ec. 4)

$$\text{PPE} = ([\text{PO}_4^{3-}]_{\text{digerdo}}) \cdot \left(\frac{245 \text{ g ES}}{95 \text{ g PO}_4^{3-}} \right)$$

Apéndice D. Protocolo ST

Procedimiento

1. Llevar al horno dos crisoles por cada muestra a procesar y dejarlos a 103-105°C durante dos horas. Dejarlos enfriar en el desecador y pesarlos (A).
2. Depositar en cada crisol una alícuota bien homogenizada de la muestra a analizar y pesarlos (B).
3. Llevarlos al horno a 103-105°C hasta que la muestra esté seca. Dejar enfriar en el desecador y pesarlos. Llevar nuevamente los crisoles al horno y dejarlos una hora más, enfriar y pesar nuevamente. Repetir el ciclo hasta peso constante (C) o hasta que la diferencia con el peso anterior sea menor al 4%.

Cálculos

$$ST \left(\frac{\text{g}}{\text{kg}} \right) = \frac{(C - A) * 1000}{(B - A)}$$

En donde,

A : Peso del crisol vacío (g)

B : Peso del crisol + muestra húmeda (g)

C : Peso del crisol + muestra seca (g)

B – A : Peso inicial de la muestra (g)

Apéndice E. Protocolo SV

Procedimiento

1. Los crisoles que contienen las muestras a las que se determinó sólidos totales después de someterlos a temperatura de 103-105°C en el horno (C), se llevan a una mufla a 550°C durante una hora.
2. Apagar y dejar que baje la temperatura. Sacar los crisoles y pasarlos al desecador.
3. Pesarlos y repetir el ciclo de calcinar, enfriar y pesar hasta peso constante (D) o hasta que la diferencia con el peso anterior sea menor al 4%.

Cálculos

$$SV \left(\frac{\text{g}}{\text{kg}} \right) = \frac{(C - D) * 1000}{(B - A)}$$

A : Peso del crisol vacío (g)

B : Peso del crisol + muestra húmeda (g)

C : Peso del crisol + muestra seca (g)

D : Peso del crisol + muestra calcinada (g)

B – A : Peso inicial de la muestra (g)

Apéndice F. Protocolo AGV y AT

Procedimiento

1. Centrifugar entre 7 y 20 ml de muestra (el volumen de muestra depende de los sólidos que ésta tenga) a 5000 rpm por 30 minutos en un tubo Falcon de 50 ml.
2. Pasar el sobrenadante a un tubo o vaso de precipitado y medir el pH inicial.
3. A 5 ml de la muestra, adicionar 25 ml de agua destilada -AD- y llevar a la plancha de agitación usando agitador magnético (perla) en vaso de 50 ml.
4. Medir nuevamente el pH. Si es mayor de 6.5, se agrega HCl 0.1N hasta pH 6.5 para iniciar la titulación con HCl 0.1N hasta pH 3.0. Anotar el volumen utilizado (A).
5. Pasar la muestra a un balón de destilación, conectar al equipo y calentarlo con mechero o estufa hasta ligera ebullición por 2 min.
6. Desmontar el balón del destilador e introducirlo en hielo para hacer choque térmico.
7. Pasar la muestra al vaso y llevarla nuevamente a agitación con la perla mientras se mide el pH y se adiciona NaOH 0.1N hasta pH 6.5. Anotar el volumen gastado (B).

Cálculos

Para hallar la concentración de AT y AGV, se despeja la ecuación:

$$V_1 * C_1 = V_2 * C_2$$

AT: Se expresa como carbonato de calcio (mg CaCO₃/ L). Entonces:

$$AT \left(\frac{\text{mg CaCO}_3}{l} \right) = \frac{A \cdot N_{\text{HCl}}}{V_{\text{muestra}}} \cdot 50000$$

En donde

A : Volumen de HCl utilizado

N_{HCl} : 0.1

V_{muestra} : 5 ml

50000 : 50 mg CaCO₃/meg x 1000 mL/l

AGV: Se expresa como ácido acético (mg ácido acético/L). Entonces:

$$AGV \left(\frac{\text{mg Ac. Acético}}{l} \right) = \frac{B \cdot N_{\text{NaOH}}}{V_{\text{muestra}}} \cdot 60000$$

En donde

B : Volumen de NaOH utilizado

N_{NaOH} : 0.1

V_{muestra} : 5 ml

50000 : 60 mg CaCO₃/meg x 1000 ml/l

Apéndice G. Protocolo DQO

Procedimiento

1. Usar tubos de ensayo de 16 x 100 mm con tapa rosca. Enjuagarlos previamente con ácido sulfúrico al 20% para prevenir contaminación; para eliminar trazas de contaminantes completamente, llevarlos a la mufla a 500°C por una hora.
2. Medir 2.5 ml de muestra en un tubo de ensayo, adicionar 1.5 ml de solución digestora y 3.5 ml de solución catalítica. Esta última verterla con cuidado por las paredes del tubo. Preparar un blanco reemplazando la muestra por agua destilada -AD-. Analizar las muestras por duplicado.
3. Cerrar herméticamente los tubos, agitarlos con cuidado (reacción exotérmica) y llevarlos al digestor a 150°C por 2 horas.
4. Sacar los tubos, agitarlos y dejar enfriar las muestras. Leer en el espectrofotómetro a 600 nm para valores de DQO altos y a 420 nm para valores bajos.

Cálculos

$$\text{DQO mg O}_2 = \frac{\text{mg O}_2 \text{ en volumen final} * 10000}{\text{ml de muestra}}$$

