

**CAPACIDAD DE BIODEGRADABILIDAD ANAERÓBICA Y POTENCIAL DE  
ESTRUVITA DE LAS AGUAS VERDES GENERADAS EN LA PLANTA DE  
BENEFICIO RÍO FRÍO**

**LAURA JULIANA ÁLVAREZ ESPITIA  
EDWAR IVÁN BUITRAGO COCA**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
BUCARAMANGA**

**2018**

**CAPACIDAD DE BIODEGRADABILIDAD ANAERÓBICA Y POTENCIAL DE  
ESTRUVITA DE LAS AGUAS VERDES GENERADAS EN LA PLANTA DE  
BENEFICIO RÍO FRÍO**

**LAURA JULIANA ÁLVAREZ ESPITIA  
EDWAR IVÁN BUITRAGO COCA**

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de  
Ingeniero Químico**

**Director**

**HUMBERTO ESCALANTE HERNÁNDEZ  
Ingeniero Químico, PhD en Ingeniería Química**

**Codirector**

**ZAMIR SÁNCHEZ CASTRO  
Ingeniero Químico, MSc en Ingeniería Química**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA  
BUCARAMANGA**

**2018**

## DEDICATORIA

*A Dios por la fortaleza y la tranquilidad concedida. A ti Señor por la escucha, las bendiciones y el infinito amor.*

*A mis papas Francisco Álvarez y Cecilia Espitia por el amor y el apoyo incondicional.  
A ustedes les estaré eternamente agradecida.*

*A Yonatan Amaya por la paciencia, el amor y la motivación. Gracias por llenar mi vida de magia.*

*A los familiares y amigos que hicieron parte de este proceso de formación.*

**Laura Juliana**

## DEDICATORIA

*A Dios, por darme la oportunidad de vivir y por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente en cada momento de incertidumbre.*

*A mis papás Iván y Gloria por ser el pilar fundamental en todo lo que soy, en toda mi educación, tanto académica como de la vida, por su incondicional apoyo a través del tiempo y por creer en mí bajo cualquier circunstancia, pero más que nada, por su amor, trabajo y sacrificio. Todo esto ha sido posible gracias a ustedes.*

*A mi compañera de vida, Diana, por regalarme cada instante de felicidad y recordarme que cada día tengo motivos para creer en mí mismo y no desviarme del camino hacia los sueños pactados.*

*A mi familia, amigos de vida y futuros colegas, por apoyarme y extender su mano en la lucha para cumplir con una meta más en mi vida.*

**Edwar Iván**

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Industrial de Santander por concedernos el espacio para vivir, crecer y aprender.

A los profesores Humberto Escalante y Liliana Castro por la confianza y el compromiso. A ustedes les agradecemos enormemente por guiarnos y compartirnos sus conocimientos.

Al profesor Zamir Sánchez por la dedicación y las enseñanzas. Sus aportes fueron muy importantes para la construcción de este trabajo. Gracias por creer en nosotros y permitirnos ser parte de su proyecto.

A Don Guillermo por la amabilidad y la constante colaboración.

Al Ingeniero Yoirin y a los operarios del área de tratamiento de aguas residuales de la Planta de Beneficio Río Frio por la atención y la ayuda brindada.

## TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN .....	16
1 MARCO TEÓRICO .....	19
1.1 PROCESO DE BENEFICIO BOVINO .....	19
1.2 DIGESTIÓN ANAERÓBICA.....	21
1.3 BIOGÁS .....	21
1.3.1 Potencial de Biometanización .....	22
1.4 DIGERIDO .....	24
1.4.1. Potencial de Estruvita .....	24
2 METODOLOGÍA .....	27
2.1 POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS VERDES.....	27
2.1.1 Sustrato.....	27
2.1.1.1 Monitoreo de la carga orgánica y caracterización de las aguas verdes ...	27
2.1.2 Inóculo .....	28
2.1.3 Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica .....	28
2.2 APORTE ENERGÉTICO DE LAS AGUAS VERDES.....	29
2.3 POTENCIAL DE ESTRUVITA DEL DIGERIDO .....	30
3 RESULTADOS.....	31
3.1 POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS VERDES.....	31
3.1.1 Sustrato.....	31
3.1.1.1 Monitoreo de la carga orgánica y caracterización de las aguas verdes ...	31
3.1.2 Inóculo .....	33

3.1.3 Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica .....	34
3.2 APORTE ENERGÉTICO DE LAS AGUAS VERDES.....	37
3.3 POTENCIAL DE ESTRUVITA DEL DIGERIDO .....	37
4 CONCLUSIONES .....	40
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41
BIBLIOGRAFÍA.....	47
ANEXOS.....	53

## LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Potencial de biometanización de las aguas residuales de beneficio animal. .....	23
Tabla 2 Variables y técnicas empleadas para la caracterización fisicoquímica. ....	27
Tabla 3 Caracterización de la muestra compuesta de aguas verdes.....	32
Tabla 4 Caracterización del lodo de estiércol bovino.....	33

## LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Reporte de bovinos beneficiados y aguas verdes producidas en la Planta de Beneficio Río Frío durante el año 2017. ....	19
Figura 2 Reporte de bovinos beneficiados y energía térmica y eléctrica consumida en la Planta de Beneficio Río Frío durante el año 2017.....	20
Figura 3 Seguimiento horario de la carga orgánica de las aguas verdes. ....	31
Figura 4 Perfiles de las variables de estabilidad AGV/AT y pH con el tiempo. ....	34
Figura 5 Dinámica de la producción de metano a partir de las aguas verdes y del aceite de oliva. ....	35
Figura 6 Evolución de los sólidos volátiles y del metano producido durante la digestión anaeróbica de las aguas verdes.....	36
Figura 7 Contenido de iones amonio y ortofosfato en la carga inicial de los biodigestores y en el digerido obtenido.....	38

## LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo A Proceso de beneficio bovino. ....	53
Anexo B Sistema de tratamiento de aguas residuales de la Planta de Beneficio Río Frío. ....	54
Anexo C Etapas clave en el proceso de digestión anaeróbica. ....	54
Anexo D Volúmenes cargados a los montajes del ensayo de biodegradabilidad anaeróbica. ....	55
Anexo E Método de desplazamiento alcalino. ....	55

## LISTA DE SIGLAS

AC: Aguas de corral  
AD: Agua destilada  
AGV: Ácidos grasos volátiles  
ALE: Aguas de lavado estomacal  
AME: Actividad metanogénica específica  
AO: Aceite de oliva  
APHA: American Public Health Association  
AR: Aguas rojas  
ARC: Aguas residuales combinadas  
AT: Alcalinidad total  
AV: Aguas verdes  
DA: Digestión anaeróbica  
DQO: Demanda química de oxígeno  
EB: Estiércol bovino  
ES: Estruvita  
LEB: Lodo de estiércol bovino  
PBM: Potencial de biometanización  
PBRF: Planta de beneficio Río Frío  
PES: Potencial de estruvita  
PTARD: Planta de tratamiento de aguas residuales domésticas  
RIS: Relación inóculo – sustrato  
SV: Sólidos volátiles

## RESÚMEN

**TÍTULO:** CAPACIDAD DE BIODEGRADABILIDAD ANAERÓBICA Y POTENCIAL DE ESTRUVITA DE LAS AGUAS VERDES GENERADAS EN LA PLANTA DE BENEFICIO RÍO FRÍO\*

**AUTORES:** LAURA JULIANA ÁLVAREZ ESPITIA, EDWAR IVÁN BUITRAGO COCA\*\*

**PALABRAS CLAVE:** BENEFICIO BOVINO, AGUAS VERDES, DIGESTIÓN ANAERÓBICA, POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN, VALORIZACIÓN ENERGÉTICA, POTENCIAL DE ESTRUVITA, RECUPERACIÓN DE NUTRIENTES.

En este trabajo, se evaluó la viabilidad que tienen las aguas verdes (AV) para gestionarse y valorizarse mediante digestión anaeróbica (DA). Para tal fin, se determinó el Potencial de Biometanización (PBM) de las AV mediante ensayos por lotes a una temperatura de  $37 \pm 2^\circ\text{C}$ , empleando estiércol bovino como fuente de inóculo. Del proceso anaeróbico se obtuvo una remoción de demanda química de oxígeno de 32,77% y una remoción de sólidos volátiles de 44,05%. Sumado a esto, se obtuvo un máximo rendimiento de metano de  $0,48 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ , el cual alcanzó conversiones teóricas a energía eléctrica y térmica de  $16,59 \text{ kWh/m}^3 \text{ AV}$  y de  $33,18 \text{ kWh/m}^3 \text{ AV}$ , respectivamente. Lo anterior demuestra que las AV son un sustrato adecuado para estabilizarse y valorizarse por DA. Por otra parte, en vista de que la DA de residuos de alta carga da lugar a la generación de efluentes ricos en nutrientes (nitrógeno y fósforo), se evaluó la aplicabilidad de la precipitación de estruvita como medio para reciclar dichos nutrientes. En este sentido, se cuantificó el Potencial de Estruvita (PES) del digerido de las AV. Este potencial fue de  $1,37 \text{ kg ES/m}^3 \text{ AV}$ . Teóricamente, dicho rendimiento permitiría la captura parcial (11,61%) del nitrógeno y la recuperación completa del fósforo en las formas de los iones amonio y ortofosfato, respectivamente. Los resultados de este trabajo evidenciaron que la precipitación de estruvita es una técnica viable para el tratamiento de los lodos anaeróbicos.

---

\* Trabajo de grado.

\*\* Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Humberto Escalante Hernández, Ingeniero Químico PhD en Ingeniería Química. Codirector: Zamir Sánchez Castro, Ingeniero Químico MSc en Ingeniería Química.

## ABSTRACT

**TITLE:** ANAEROBIC BIODEGRADABILITY CAPACITY AND STRUVITE POTENTIAL OF THE OFFAL WASTEWATER GENERATED IN THE RIO FRIO SLAUGHTERHOUSE\*

**AUTHORS:** LAURA JULIANA ÁLVAREZ ESPITIA, EDWAR IVÁN BUITRAGO COCA\*\*

**KEYWORDS:** CATTLE SLAUGHTER, OFFAL WASTEWATER, ANAEROBIC DIGESTION, BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL, ENERGY RECOVERY, STRUVITE POTENTIAL, NUTRIENT RECOVERY.

In this study, the viability of the offal wastewater (OW) to be managed and valorized by anaerobic digestion (AD) was evaluated. For this purpose, the Biochemical Methane Potential (BMP) of the OW was determined by batch testing at a temperature of  $37 \pm 2^\circ\text{C}$ , using cattle manure as a source of inoculum. As a result of the anaerobic process a chemical oxygen demand removal of 32,77% and a volatile solids removal of 44,15% were obtained. Furthermore, a maximum methane yield of  $0,48 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$  was obtained, with theoretical conversion potentials to electric and thermal energies of  $16,59 \text{ kWh/m}^3 \text{ OW}$  and  $33,18 \text{ kWh/m}^3 \text{ OW}$ , respectively. The above results show that OW is an adequate substrate to be stabilized and valorized by AD. On the other hand, taking into account that the AD of high strength wastewater generated nutrient-rich effluents (nitrogen and phosphorus), the applicability of the struvite precipitation as a means to recycle those nutrients was evaluated. In this sense, the Struvite Potential (SP) of the OW digestate was quantified. This potential was  $1,37 \text{ kg S/m}^3 \text{ OW}$ . Theoretically, this yield will allow the partial capture (11,61%) of nitrogen and the complete recovery of phosphorus in the forms of ammonium and orthophosphate ions, respectively. The results of this study show that struvite precipitation is a viable technique for the treatment of anaerobic sludge.

---

\* Bachelor Thesis.

\*\* Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Humberto Escalante Hernández, Ingeniero Químico PhD en Ingeniería Química. Codirector: Zamir Sánchez Castro, Ingeniero Químico MSc en Ingeniería Química.

## INTRODUCCIÓN

El consumo per cápita de carne bovina en Colombia es de 18,1 kg [1], ubicándose en el sexto lugar a nivel de Latinoamérica (antecedido por Uruguay, Argentina, Brasil, Paraguay y Chile) [2]. Este consumo, según las cifras reveladas por el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE), en el 2017, significó el beneficio de 3.393.127 bovinos con un peso promedio de 425,24 kg y un rendimiento en canal del 52,55% [3]. Es decir, por cada bovino se produjeron aproximadamente 223,33 kg de carne [3]. Los sacrificios se realizaron en las 388 plantas de beneficio animal registradas por el Instituto Nacional de Vigilancia de Medicamentos y Alimentos (INVIMA) [4].

A nivel local, en el Área Metropolitana de Bucaramanga se cuenta con la Planta de Beneficio Río Frío (PBRF), la cual además de prestar el servicio de beneficio también comercializa carne en canal y productos cárnicos comestibles y no comestibles [5]. Según el Decreto 1036 de 1991, la PBRF es una planta clase I dado que puede procesar hasta 500 bovinos por turno (8 horas) y está facultada para exportar, lo que se traduce en más de 100.000 bovinos beneficiados por año [6].

El proceso de beneficio consta de seis etapas: i) almacenamiento del ganado en establos o corrales de espera; ii) sacrificio; iii) faenado, que abarca el retiro de cabeza, patas y piel; iv) eviscerado; v) división de canal; y vi) refrigeración e inspección de productos (ver anexo A).

El proceso de beneficio bovino emplea cantidades considerables de energía y agua potable. En el 2017 la PBRF presentó un consumo promedio de 186,85 kWh de energía y 5,60 m<sup>3</sup> de agua potable por cada tonelada de carne en canal producida. Este proceso genera cuatro corrientes de aguas residuales: a) aguas de corral (AC), b) aguas rojas (AR), c) aguas de lavado estomacal (ALE) y d) aguas verdes (AV) [7] (ver anexo A). Las AC incluyen orina, heces y residuos procedentes del lavado del ganado y de los corrales, las AR son las aguas sanguinolentas producidas del

sacrificio animal y las ALE y las AV son las que se derivan de la apertura de panzas y del lavado de vísceras blancas, respectivamente [7].

La literatura reporta que estas aguas poseen una elevada carga orgánica [8] expresada en una demanda química de oxígeno (DQO) entre 3,16 y 31,6 kg/m<sup>3</sup> y una concentración de sólidos volátiles (SV) entre 1,78 y 14,40 kg/m<sup>3</sup> [9]. Por esta razón, deben ser tratadas para cumplir con los valores máximos permitidos por la norma de vertimiento colombiana (Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible) [10].

La PBRF solo cuenta con un tratamiento fisicoquímico para el procesamiento de sus aguas residuales (ver anexo B). El tratamiento consta de: almacenamiento en tanque; mezclado y cribado en tamiz rotatorio; coagulación (cloruro férrico); y floculación (polímero aniónico). El efluente procesado se descarga a la quebrada Aranzoque. Una fracción de lodos se reserva en cavidades profundas antes de ser descartada, la otra se combina con cal y se filtra; del cual la torta se composta.

En el año 2017 la PBRF procesó 125.549 m<sup>3</sup> de aguas residuales y produjo entre 384 y 720 toneladas de lodos. El tratamiento tuvo un costo aproximado de US\$163.214, es decir US\$1,30/m<sup>3</sup> agua residual. El tratamiento de las aguas residuales es costoso, genera grandes volúmenes de lodos y no representa valor agregado.

Por lo anterior, se requiere realizar el estudio de un proceso alternativo de tratamiento de aguas que permita la gestión y la valorización conjunta de estos residuos. Particularmente, este trabajo se enfoca en las AV y en el estudio de la viabilidad que tiene este sustrato para estabilizarse y valorizarse mediante digestión anaeróbica (DA), una tecnología de depuración biológica considerada como la más favorable para el procesamiento de aguas residuales de mediana y alta carga orgánica [7].

La carga orgánica de las aguas residuales puede ser valorizada en términos energéticos en forma de biogás y fertilizante, mediante la tecnología de DA. Las AV

presentan un elevado valor de carga orgánica (18,16 kg DQO/t carne en canal), lo que hace de estas aguas un sustrato idóneo para ser valorizado por DA.

El primer paso para evaluar si un residuo es un excelente sustrato para ser digerido anaeróbicamente, es caracterizarlo mediante la determinación del Potencial de Biometanización (PBM). Por consiguiente, se requiere conocer el PBM de las AV y su correspondiente aporte energético. Así mismo, para establecer la viabilidad de aplicar la precipitación de estruvita como método de tratamiento de lodos, resulta necesario conocer también el Potencial de Estruvita (PES). Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la biodegradabilidad anaeróbica de las AV generadas en la PBRF y el potencial uso del digerido obtenido para la precipitación de estruvita.

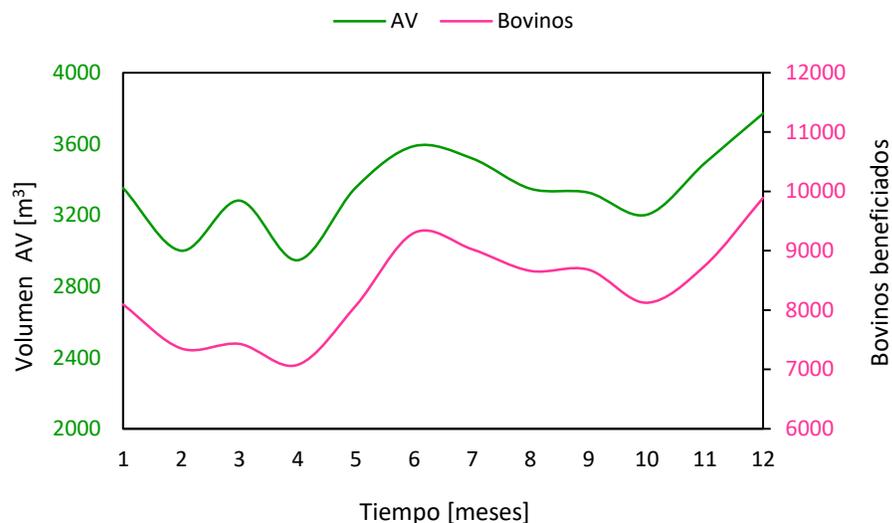
# 1 MARCO TEÓRICO

## 1.1 PROCESO DE BENEFICIO BOVINO

El proceso de beneficio bovino inicia con el encerramiento de los animales en corrales de espera, donde se lavan con aspersión de agua a presión y se movilizan hacia la zona de insensibilización. Después, los bovinos se suspenden en un riel aéreo para facilitar su desangrado y faenado. El desangrado y el faenado se efectúan mediante la separación de cabeza, patas y piel. Seguidamente, se realiza la extracción de las vísceras, panza y contenidos estomacales [7]. Por último, el cuerpo del animal en dos mitades o medias canales se almacena en una cámara de refrigeración.

En la figura 1 se muestra la dinámica mensual de los bovinos beneficiados y las aguas residuales producidas en la PBRF en el año 2017.

Figura 1 Reporte de bovinos beneficiados y aguas verdes producidas en la Planta de Beneficio Río Frío durante el año 2017.

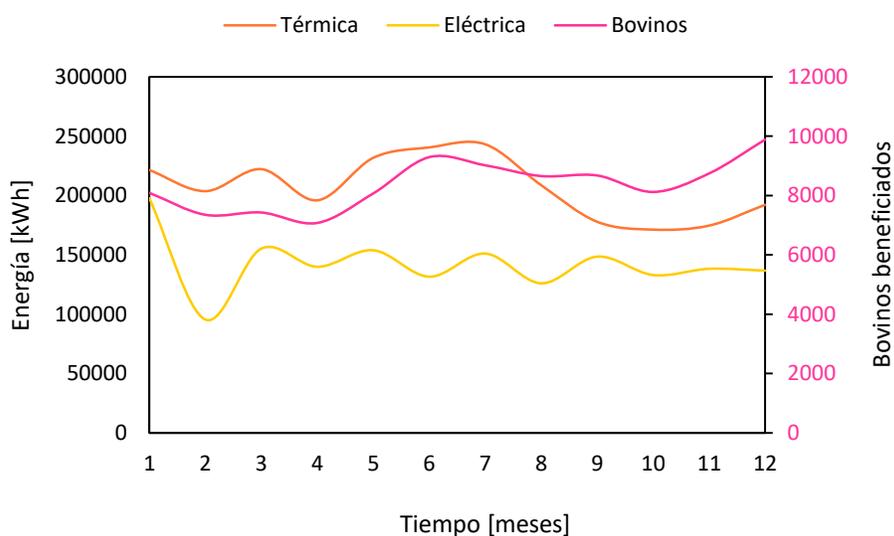


Fuente: Registros de la PBRF.

Dada la dinámica del consumo de carne, los meses de mayor beneficio son junio (9.297) y diciembre (9.889) y por ende son los periodos de mayor generación de AV. En el año 2017 la cantidad de bovinos beneficiados osciló entre 7.075 y 9.889 animales/mes, con un total de 100.428 animales/año. Para ese año la generación de AV fluctuó entre 2.946 y 3.771 m<sup>3</sup>/mes, con un total de 40.176 m<sup>3</sup>/año.

En la figura 2 se presenta el balance mensual de la energía empleada versus el número de bovinos beneficiados en la PBRF en el año 2017.

Figura 2 Reporte de bovinos beneficiados y energía térmica y eléctrica consumida en la Planta de Beneficio Río Frío durante el año 2017.



Fuente: Registros de la PBRF.

El comportamiento de la energía térmica guarda cierta correspondencia con la cantidad de animales procesados; observándose un consumo por bovino mayor en los primeros ocho meses. Para el año 2017 los valores máximos y mínimos de consumo de energía térmica fueron de 243.080 kWh (julio) y de 171.350 kWh (octubre), respectivamente, con un total de 2.483.621 kWh (US\$149.017). A diferencia de la energía térmica, la energía eléctrica no exhibe relación alguna con

el número de bovinos beneficiados, debido a que el mayor consumo se presenta en los cuartos de refrigeración, los cuales no modifican su consumo con respecto a los animales, sino al tiempo de permanencia de las canales en ellos. El consumo promedio mensual de energía eléctrica para el año 2017 fue de 142.272 kWh, con un total de 1.707.268 kWh (US\$204.872).

## **1.2 DIGESTIÓN ANAERÓBICA**

La DA es un proceso en el cual la materia orgánica (sustrato) se degrada en ausencia de oxígeno por la acción combinada de diferentes poblaciones microbianas (inóculo) [11]. Este proceso se basa en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis [11] (ver anexo C).

En la primera etapa, las bacterias hidrolíticas descomponen los polímeros orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) en monómeros simples y solubles (azúcares, aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y glicerol), que luego son convertidos en ácidos grasos volátiles (ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico), alcoholes (metanol y etanol), hidrógeno ( $H_2$ ) y dióxido de carbono ( $CO_2$ ) por la acción de las bacterias acidogénicas [11]. Posteriormente, del etanol y de los ácidos propiónico y butírico se obtiene ácido acético ( $CH_3COOH$ ),  $H_2$  y  $CO_2$ ; esto gracias a la actividad de las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno [11]. De forma simultánea, las bacterias homoacetogénicas producen  $CH_3COOH$  a partir del  $H_2$  y del  $CO_2$  liberado [12,13]. Finalmente, las arqueas metanogénicas acetoclásticas, metilotrófas e hidrogenotrófas transforman el  $CH_3COOH$ , el metanol y la combinación de  $CO_2$  e  $H_2$ , respectivamente en metano ( $CH_4$ ) y  $CO_2$  [11].

## **1.3 BIOGÁS**

El biogás es una mezcla compuesta por metano (50 – 75%V/V), dióxido de carbono (25 – 50%V/V) y trazas de otros gases (agua, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno,

amoníaco y sulfuro de hidrógeno) que representan alrededor del 2 – 8%V/V [11,13,14,15]. El metano es el componente de mayor importancia del biogás, puesto que constituye la principal fuente de energía [15,16] y posibilita que este pueda ser usado para generar calor y electricidad [15].

**1.3.1 Potencial de Biometanización** La medida de la máxima producción de metano a partir de materiales orgánicos, tanto líquidos como sólidos, se denomina Potencial de Biometanización (PBM) y se expresa como el volumen de metano acumulado bajo condiciones estándar (1 atm y 0°C) por masa de sustrato en términos de materia orgánica (SV o DQO) [7,16,17,18]. Experimentalmente, el PBM se evalúa con ensayos en continuo o por lotes, mediante la incubación de un inóculo con un sustrato a una temperatura específica [19]. Durante los ensayos, se mide el volumen de metano producido en intervalos de tiempo equidistantes y se grafica la producción acumulada de metano con respecto al tiempo. El PBM corresponde al valor en el que la curva se estabiliza [20], es decir, cuando cesa la producción de metano.

El PBM es un parámetro clave para evaluar la viabilidad de procesos anaeróbicos con base en el diseño y la economía [21]. Este parámetro es función del sustrato, el inóculo, el sistema de medición del gas y las condiciones operativas del ensayo, tales como la temperatura, el mezclado, la duración, el pH, la capacidad buffer, la relación inóculo – sustrato (RIS) y el gas empleado para ocupar el espacio de cabeza [19].

El inóculo proporciona la población microbiana que interviene en la DA y, además, aporta capacidad buffer y nutrientes [18] necesarios para el crecimiento y la actividad de los microorganismos [14]. La selección del inóculo para la degradación anaeróbica de un sustrato específico constituye una etapa crítica durante los ensayos de PBM. Una de las formas para evaluar la calidad de un inóculo es realizando pruebas de actividad [17]. La más empleada es la Actividad

Metanogénica Específica (AME) [19], la cual permite valorar la capacidad de la biomasa para transformar la materia orgánica en metano [12].

En cuanto a las condiciones operativas del ensayo, las variables que más influyen sobre la eficiencia del proceso son la temperatura, el pH, la capacidad buffer y la RIS. La temperatura afecta la solubilidad de los compuestos [13] y la velocidad de las reacciones que se llevan a cabo durante el proceso anaeróbico [14]. El pH, por su parte, altera la actividad metabólica de los microorganismos [14] y junto a la temperatura, la producción de biogás [13] y la concentración de las especies inhibidoras [22].

Por otro lado, la capacidad buffer hace referencia a la relación entre la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad total (AT). Este parámetro suministra información acerca de la estabilidad del proceso anaeróbico en términos del balance ácido – base presente en el medio [14]. Con respecto a la RIS es de señalar que esta indica la proporción que existe entre el contenido de biomasa microbiana y materia orgánica [18].

En la tabla 1 se presentan algunos valores indicados en la literatura para el PBM de las aguas residuales que proceden de actividades de beneficio animal.

Tabla 1 Potencial de biometanización de las aguas residuales de beneficio animal.

Sustrato	Inóculo	PBM [m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg SV]	Referencia
ARC (cerdos y bovinos)	Digerido de aguas residuales de beneficio animal	0,45 – 0,54	[23]
ARC (bovinos)	Digerido de lodos primarios y activados de una PTARD	0,57	[9]
ARC (bovinos)	Lodo de estiércol bovino	0,73	[24]
AV (bovinos)	Digerido de lodos primarios y activados de una PTARD	0,86	[7]

Para el caso específico de las AV, a la fecha sólo se cuenta con un estudio de su DA, el cual fue realizado por Jensen *et al.* [7] en Australia, utilizando como inóculo lodo de digestores anaeróbicos de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas. Raposo *et al.* [19] afirma que aun cuando las condiciones operativas del ensayo sean muy semejantes, el origen del sustrato y del inóculo siempre conlleva a variaciones en los resultados obtenidos.

## 1.4 DIGERIDO

El digerido es la corriente acuosa o lodo que sale del biodigestor y que está formada por materia orgánica no degradada, biomasa microbiana y nutrientes como nitrógeno y fósforo [13,14]. Debido a su contenido en nutrientes, su utilización como fertilizante es considerada como la más sostenible [21], ya que permite cerrar el ciclo de nutrientes y contribuye a la sustitución de los fertilizantes fósiles [15]. Sin embargo, en la mayoría de los casos el digerido se desecha a causa de que presenta un gran volumen y un bajo contenido en materia seca, lo que hace que los costos de almacenamiento y transporte resulten elevados comparados con su valor fertilizante [15]. Pese a esto, son precisamente tales condiciones las que hacen que su procesamiento se vuelva atractivo [25].

Algunas de las tecnologías existentes para la recuperación y la concentración de nutrientes del digerido son el tratamiento aeróbico, la separación por membrana y la precipitación química [15,26]. Entre estas, la precipitación química se distingue por ser un método eficaz, de alto rendimiento y fácil operación [26]. Además, no requiere cuantiosas inversiones, tratamientos previos o equipos sofisticados [26].

**1.4.1. Potencial de Estruvita** La producción de precipitados minerales como fosfato de magnesio y amonio hexahidratado ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ), también conocido como estruvita (ES), ha demostrado ser una técnica prometedora para el reciclaje de nutrientes de diversos efluentes [27], tales como aguas residuales

agroindustriales y digerido obtenido de la DA [26]. La ES permite recuperar de forma efectiva y simultánea la mayor parte del nitrógeno y el fósforo de los residuos [26] y al ser una fuente renovable de nutrientes [28], puede comercializarse para su posterior incorporación a las tierras como fertilizante [29]. En efecto, la precipitación de ES reduce los costos de almacenamiento y transporte del digerido [21].

La ES es un mineral cristalino blanco [27] no oloroso, que se forma en sistemas acuosos por la interacción de los iones magnesio, amonio y ortofosfato, tal como lo indica la ecuación 1 [30,31]:



La formación de la ES depende en gran medida del pH, la relación molar entre los iones y la presencia de impurezas o iones no participantes [26]. Por lo general, los niveles de pH adecuados para la precipitación de este mineral oscilan entre 8 y 11 [30], con valores óptimos en el rango de 9 – 10 [25]. La relación molar apropiada entre los iones es 1 : 1 : 1 [30]; no obstante, en ocasiones la concentración del ion magnesio ( $M_g^{2+}$ ) no es suficiente, por lo que se hace necesario agregar un agente externo que cubra tales deficiencias [26]. Las fuentes de magnesio más empleadas para este fin incluyen reactivos químicos como el cloruro de magnesio y fuentes alternativas como el agua de mar y la ceniza de madera [26,30].

En cuanto a la presencia de impurezas, el ion calcio ( $Ca^{2+}$ ) es el que más afecta la recuperación de nutrientes en forma de ES, dado que este compite por los iones ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ) [30] y forma un precipitado de fosfato de calcio ( $Ca_3(PO_4)_2$ ) [27,32], el cual, en efecto, reduce la disponibilidad del  $PO_4^{3-}$  y limita la precipitación de ES [30,32].

La medida de la máxima producción de ES a partir de sustratos ricos en nitrógeno y fósforo se conoce como Potencial de Estruvita (PES) y constituye una variable fundamental para evaluar la viabilidad de aplicar la precipitación de este mineral

como método de tratamiento de lodos. En el caso particular de las aguas residuales de beneficio animal, la literatura reporta que se pueden obtener entre 0,24 y 0,46 kg ES/m<sup>3</sup> agua residual [7], con recuperaciones de nitrógeno y fósforo en las formas de los iones amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y  $\text{PO}_4^{3-}$  de 7,8% y de 42% [33], respectivamente.

## 2 METODOLOGÍA

Este trabajo se desarrolló en tres etapas. En la primera etapa se determinó el PBM de las AV. En la segunda etapa se calculó la contribución energética de las AV y en la tercera etapa, se cuantificó el PES del digerido obtenido.

### 2.1 POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS VERDES

#### 2.1.1 Sustrato

##### 2.1.1.1 Monitoreo de la carga orgánica y caracterización de las aguas verdes

Todas las muestras de AV se tomaron de la PBRF ubicada en el departamento de Santander, Colombia. El seguimiento de la carga orgánica de las AV se llevó a cabo tomando una muestra cada dos horas durante diez horas el día de mayor beneficio (sábado). Cada muestra recolectada se caracterizó en términos de los SV y la DQO.

Posteriormente, en otro día de mayor beneficio se tomó nuevamente un volumen de AV cada dos horas durante diez horas. Los seis volúmenes se depositaron en el mismo recipiente y se homogenizaron. La muestra compuesta se caracterizó con base en las variables que se muestran en la tabla 2.

Tabla 2 Variables y técnicas empleadas para la caracterización fisicoquímica.

Variable	Sigla	Método	Referencia
Sólidos volátiles	SV	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> [34]
Demanda química de oxígeno	DQO	Colorimétrico	APHA <i>et al.</i> [34]
Ácidos grasos volátiles	AGV	Titrimétrico	Díaz <i>et al.</i> [12]
Alcalinidad total	AT	Titrimétrico	Díaz <i>et al.</i> [12]
pH	–	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> [34]
Ion amonio	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Colorimétrico	APHA <i>et al.</i> [34]
Ion ortofosfato	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Colorimétrico	APHA <i>et al.</i> [34]
Carbohidratos	–	Bromatológico	LBC 257 [35]
Lípidos	–	Gravimétrico	LBC 50 [35]
Proteínas	–	Indirecto	LBC 138 [35]

**2.1.2 Inóculo** Se empleó estiércol bovino (EB) como fuente de inóculo a razón de que éste presenta un elevado contenido de microorganismos adecuados para la producción de metano, y, además, porque al igual que las AV constituye un residuo que debe ser gestionado [24].

El EB se tomó de los establos de la PBRF y se combinó con agua en una relación volumétrica 1:3. Posteriormente, se incubó a una temperatura de  $37 \pm 2^\circ\text{C}$  hasta que los SV se redujeron a menos de  $20 \text{ kg/m}^3$ . El lodo de estiércol bovino (LEB) obtenido se caracterizó con base en los SV, la DQO, el pH, la AT y los AGV. Adicionalmente, se evaluó la AME utilizando como referencia el protocolo expuesto por Astals *et al.* [36].

**2.1.3 Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica** Las pruebas se llevaron a cabo siguiendo el protocolo propuesto por Holliger *et al.* [18]. Los experimentos se realizaron por triplicado en biodigestores de 100 mL con un volumen de trabajo de 60 mL y una RIS de 2 en términos de los SV [18,19].

Así mismo, se prepararon: a) réplicas destructivas para evaluar el comportamiento de la DA de las AV en términos de los SV y las variables de estabilidad (pH y AGV/AT) [21], b) controles positivos con aceite de oliva (AO) para examinar la respuesta del inóculo frente a un sustrato químicamente definido [17], cuya naturaleza es similar a la muestra y c) experimentos denominados “blanco”, en los que el contenido del sustrato (AV o AO) se reemplazó por agua destilada (AD) para cuantificar la producción endógena de metano [17] del LEB. Los volúmenes añadidos a cada sistema se consignan en el anexo D.

Los biodigestores se purgaron con gas nitrógeno durante un minuto para garantizar condiciones de anaerobiosis y seguidamente, se sellaron con tapones de butilo y agrafes de aluminio. Los biodigestores se incubaron a  $37 \pm 2^\circ\text{C}$  y se agitaron manualmente una vez al día durante un minuto. El volumen de metano se midió cada veinticuatro horas por el método de desplazamiento alcalino (ver anexo E) con una solución de hidróxido de sodio 0,1 N, hasta que la producción diaria de metano

durante tres días consecutivos fue menor del 1% del volumen acumulado. El PBM se reportó en unidades de volumen de metano acumulado a condiciones estándar por masa de SV agregados ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ ), con su correspondiente desviación estándar calculada según Holliger *et al.* [18].

## 2.2 APORTE ENERGÉTICO DE LAS AGUAS VERDES

La conversión teórica hacia posibilidades de energía térmica y eléctrica se calculó con las ecuaciones 2 y 3, respectivamente, tomando como base la expresión empleada por Amaya *et al.* [20] y los factores de conversión presentados por Tricase *et al.* [37].

$$P_T = SV_{AV} * PBM_{AV} * \alpha_{ET} \quad (2)$$

$$P_E = SV_{AV} * PBM_{AV} * \alpha_{EE} \quad (3)$$

Donde,

$$P_T: \quad \text{Potencial térmico de las AV} \left[ \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3 \text{ AV}} \right]$$

$$SV_{AV}: \quad \text{SV de las AV} \left[ \frac{\text{kg SV}}{\text{m}^3 \text{ AV}} \right]$$

$$PBM_{AV}: \quad \text{PBM de las AV} \left[ \frac{\text{m}^3 \text{ CH}_4}{\text{kg SV}} \right]$$

$$\alpha_{ET}: \quad \text{Factor de conversión a energía térmica} \left[ 3,8 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3 \text{ CH}_4} \right]$$

$$P_E: \quad \text{Potencial eléctrico de las AV} \left[ \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3 \text{ AV}} \right]$$

$$\alpha_{EE}: \quad \text{Factor de conversión a energía eléctrica} \left[ 1,9 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3 \text{ CH}_4} \right]$$

Así mismo, se cuantificó el ahorro energético, tanto térmico como eléctrico, que hubiese traído consigo el aprovechamiento de la energía producida; esto mediante las ecuaciones 4 y 5, respectivamente, adaptadas de Castro *et al.* [24].

$$\text{Ahorro energético térmico} = \frac{P_T * Q_{AV}}{C_T} * 100\% \quad (4)$$

$$\text{Ahorro energético eléctrico} = \frac{P_E * Q_{AV}}{C_E} * 100\% \quad (5)$$

Donde,

$$Q_{AV}: \text{ Caudal de las AV } \left[ 40.176 \frac{\text{m}^3 \text{ AV}}{\text{año}} \right]:$$

$$C_T: \text{ Consumo térmico de la PBRF } \left[ 2.483.621 \frac{\text{kWh}}{\text{año}} \right]$$

$$C_E: \text{ Consumo eléctrico de la PBRF } \left[ 1.707.268 \frac{\text{kWh}}{\text{año}} \right]$$

### 2.3 POTENCIAL DE ESTRUVITA DEL DIGERIDO

A fin de evaluar la máxima cantidad de ES que era posible obtener según la estequiometría de la ecuación 1, se determinó el contenido de los  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{PO}_4^{3-}$  presente en el digerido de los biodigestores con AV y se identificó el ion limitante. Con éste último y la ecuación 6, utilizada por Amaya *et al.* [20], se cuantificó el PES.

$$\text{PES} = \frac{V_{\text{digerido}}}{V_{\text{AV añadido}}} * C_{\text{limitante}} * \frac{0,245 \text{ kg ES}}{PM_{\text{limitante}}} \quad (6)$$

Donde,

$$\text{PES: PES del digerido } \left[ \frac{\text{kg ES}}{\text{m}^3 \text{ AV}} \right]$$

$$V_{\text{digerido}}: \text{ Volumen del digerido } [6 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ digerido}]$$

$$V_{\text{AV añadido}}: \text{ Volumen de AV añadido } [2,15 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ AV}]$$

$$C_{\text{limitante}}: \text{ Concentración del ion limitante } \left[ \frac{\text{kg NH}_4^+}{\text{m}^3 \text{ digerido}} \right] \text{ o } \left[ \frac{\text{kg PO}_4^{3-}}{\text{m}^3 \text{ digerido}} \right]$$

$$PM_{\text{limitante}}: \text{ Peso molecular del ion limitante } [0,018 \text{ kg NH}_4^+] \text{ o } [0,095 \text{ kg PO}_4^{3-}]$$

### 3 RESULTADOS

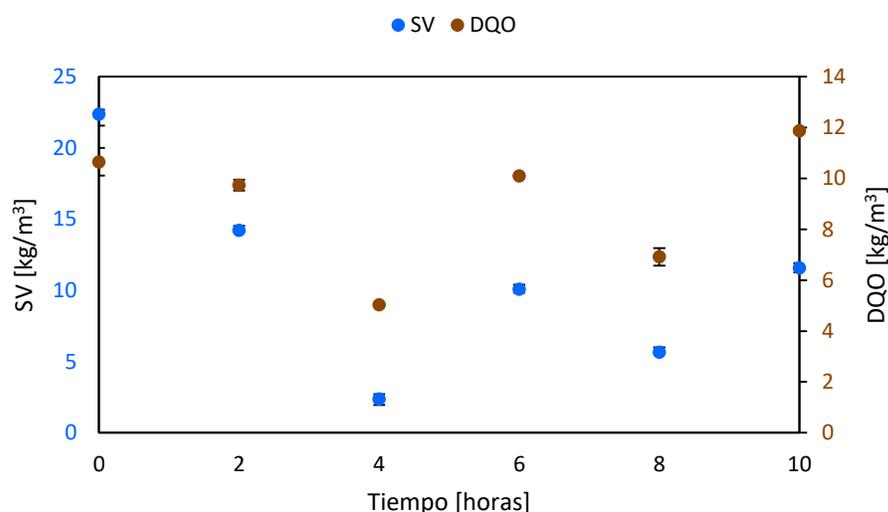
#### 3.1 POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS VERDES

##### 3.1.1 Sustrato

##### 3.1.1.1 Monitoreo de la carga orgánica y caracterización de las aguas verdes

En la figura 3 se presentan los resultados del seguimiento horario del contenido de SV y DQO de las AV.

Figura 3 Seguimiento horario de la carga orgánica de las aguas verdes.



Se observa que la dinámica del comportamiento de los SV y de la DQO presenta igual tendencia y que estos parámetros fluctuaron en los rangos de 2,38 – 22,36 kg/m<sup>3</sup> (8,99 kg/m<sup>3</sup> muestra compuesta) y de 5,03 – 11,88 kg/m<sup>3</sup> (10,57 kg/m<sup>3</sup> muestra compuesta), respectivamente. Las diferencias en las variables medidas por horas se asociaron a los flujos irregulares de agua potable empleados durante la limpieza de las vísceras, dado que el sistema de lavado se opera de forma manual.

La tabla 3 reúne las características de la muestra compuesta y los valores reportados en otras investigaciones sobre aguas residuales de beneficio animal. Cabe aclarar que los valores reportados por dichos estudios corresponden a la caracterización de aguas residuales combinadas, exceptuando los de la referencia 7, que corresponden a AV.

Tabla 3 Caracterización de la muestra compuesta de aguas verdes.

Variable	Unidad	AV	Estudios anteriores	Referencia
SV	kg/m <sup>3</sup>	18,19 ± 0,16	21,9	[24]
DQO	kg/m <sup>3</sup>	9,75 ± 0,08	10,39	[7]
			10,60	[9]
AGV	kg/m <sup>3</sup>	0,88 ± 0,07	0,05 – 1,28	[9]
			0,84	[24]
			0,88	[38]
AT	kg/m <sup>3</sup>	1,38 ± 0,18	1	[24]
			1,31	[8]
			1,88	[39]
pH	–	6,90 ± 0,08	6,24 – 7,85	[40]
			6,8 – 7,4	[41]
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	kg/m <sup>3</sup>	0,15	0,08 – 0,22	[30]
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	kg/m <sup>3</sup>	0,27 ± 0,01	0,30	[39]
			0,32	[8]
Carbohidratos	kg/m <sup>3</sup>	0,05	–	–
Proteínas	kg/m <sup>3</sup>	0,15	–	–
Lípidos	kg/m <sup>3</sup>	0,16	0,01 – 5,54	[9]
			0,04 – 0,41	[41]

De la tabla 3 se evidencia que todos los valores de los parámetros medidos para las AV estuvieron acorde con los reportados en otros estudios sobre aguas residuales de beneficio animal.

Se aprecia que las AV poseen una elevada carga orgánica, según el intervalo reportado por Jensen *et al.* [7] para la DQO (5 – 10 kg/m<sup>3</sup>), lo que las convierte en un sustrato atractivo para el proceso de degradación anaeróbica. Además, son ricas en lípidos lo que, en condiciones que eviten la inhibición por ácidos grasos de

cadena larga, beneficia la producción de metano al ser estos componentes los que presentan el mayor PBM (1 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV [9]) comparados con los carbohidratos (0,4 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV [7]) y las proteínas (0,6 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV [9]).

Por otra parte, el contenido de AGV indica que existe disponibilidad de materia orgánica soluble y fácilmente biodegradable [21], que puede convertirse rápidamente en biogás sin requerir largos tiempos de arranque. Adicionalmente, se evidencia que la AT está comprendida dentro del rango óptimo sugerido por Amani *et al.* [42] (1 – 3 kg/m<sup>3</sup>), lo que, sumado al pH neutro de las AV reduce los riesgos de acidificación durante la DA. Por último, con respecto al contenido de nutrientes se observa que las AV poseen concentraciones de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> superiores al valor señalado como adecuado (> 0,01 kg/m<sup>3</sup>) para la recuperación de nitrógeno y fósforo en forma de ES [7].

**3.1.2 Inóculo** Las características del inóculo y los valores reportados en la literatura para el LEB se consignan en la tabla 4.

Tabla 4 Caracterización del lodo de estiércol bovino.

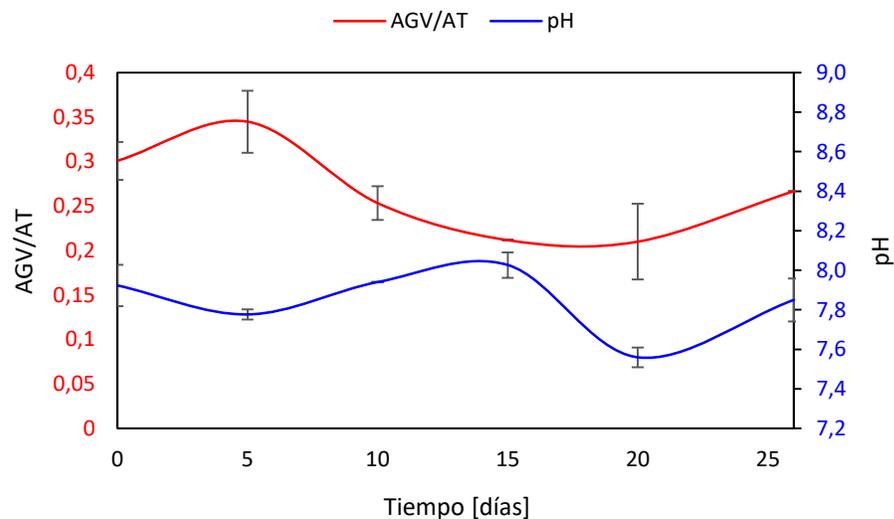
Variable	Unidad	LEB	Estudios anteriores	Referencia
SV	kg/m <sup>3</sup>	19,95 ± 0,14	18,33	[24]
			20	[43]
DQO	kg/m <sup>3</sup>	21,23 ± 2,13	0,78	[24]
			53,96	[20]
AGV	kg/m <sup>3</sup>	1,42 ± 0,12	1,21	[43]
AT	kg/m <sup>3</sup>	2,57 ± 0,10	2,20	[44]
pH	–	8,12 ± 0,06	8	[44]
			8,2	[43]
AME	kg DQO/kg SV·día	0,03	0,02 – 0,08	[12]
			0,04	[21]

Se comprueba que los datos obtenidos fueron consistentes con los informados por otros investigadores para el LEB. Se destaca que su contenido de SV es

conveniente para que la producción endógena de metano sea reducida, teniendo en cuenta que su valor es similar al reportado por Castro *et al.* [24] ( $18,33 \text{ kg/m}^3$ ), quienes encontraron un PBM bajo en los blancos ( $0,03 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$ ). Así mismo, se advierte que el LEB posee una AT óptima que le permite amortiguar efectivamente los cambios de pH [42] y, además, una AME adecuada para un inóculo con capacidad para promover la producción de biogás [21].

**3.1.3 Ensayo de biodegradabilidad anaeróbica** En la figura 4 se muestra el comportamiento de las variables de estabilidad en función del tiempo de digestión.

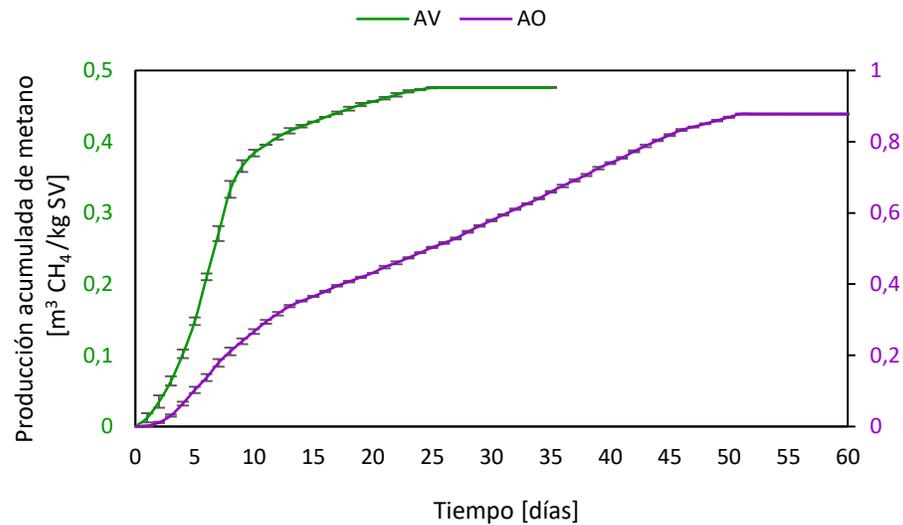
Figura 4 Perfiles de las variables de estabilidad AGV/AT y pH con el tiempo.



Se observa que el pH del sistema anaeróbico osciló entre 7,6 y 8 con un valor promedio de 7,8 unidades; valores que se encuentran dentro de los límites recomendados para un óptimo funcionamiento (6 – 8) [13]. Con respecto a la relación AGV/AT se verifica que la DA se llevó a cabo con un balance ácido – base adecuado, ya que esta variable estuvo comprendida dentro de los valores indicados para una excelente capacidad buffer (0,2 – 0,4) [12], lo que demuestra que el proceso se desarrolló de forma estable sin riesgo de acidificación.

En la figura 5 se presentan los perfiles de biodegradabilidad anaeróbica de las aguas verdes (AV) y del aceite de oliva (AO), ambos ajustados a condiciones estándar y corregidos con la producción endógena del inóculo, la cual fue de 0,01 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV.

Figura 5 Dinámica de la producción de metano a partir de las aguas verdes y del aceite de oliva.



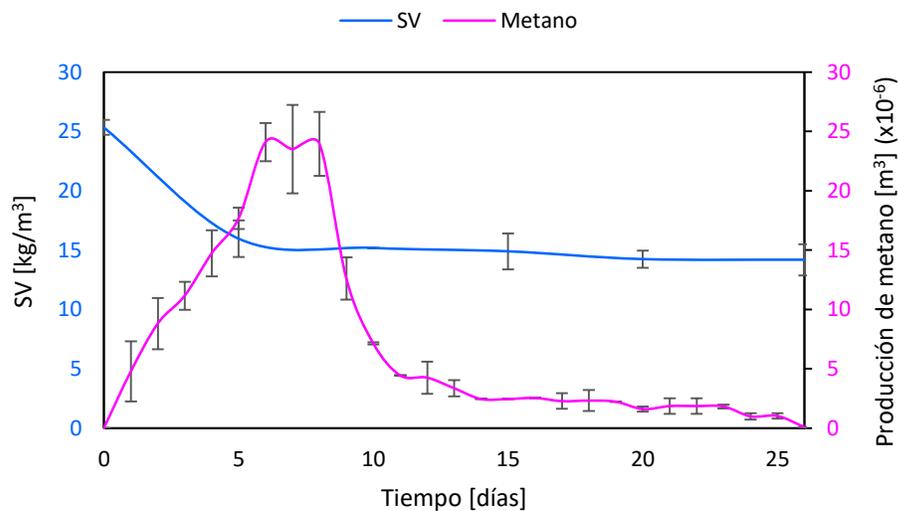
Se evidencia que la concentración de materia orgánica soluble y fácilmente biodegradable presente en ambos sustratos, permitió la producción de metano desde el primer día de operación. Cabe mencionar que el ensayo tuvo una duración de 26 y 51 días para las AV y el AO, respectivamente, permitiendo evidenciar por las pendientes que la velocidad de producción de metano por parte de las AV es mayor.

Particularmente, el AO tuvo un máximo rendimiento de 0,88 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV que representa un 88% de su valor teórico (1 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV [7,9]); esto permite afirmar que el LEB es un excelente inóculo para la degradabilidad de sustratos ricos en lípidos. Por su parte, las AV alcanzaron un PBM de 0,48 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV (8,73 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> AV), el cual difiere considerablemente del reportado por Jensen *et al.* [7] para el mismo sustrato (0,86 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV). Esta diferencia se atribuye al hecho

de que las AV utilizadas por Jensen *et al.* [7] presentan un mayor contenido de lípidos ( $0,69 \text{ kg/m}^3$ ), lo que da lugar a un mayor rendimiento de metano. Este hecho era de esperarse, ya que la fuente de origen del sustrato es diferente.

Por otra parte, en la figura 6 se ilustra el comportamiento de los SV en contraste con el volumen de metano producido diariamente.

Figura 6 Evolución de los sólidos volátiles y del metano producido durante la digestión anaeróbica de las aguas verdes.



Se observa que la mayor parte de los SV (37,03%) se consumieron durante los primeros cinco días de operación. Este comportamiento se asocia a la disponibilidad de materia orgánica fácilmente biodegradable en las AV y se relaciona con el periodo de mayor producción de metano, tal como se observa en la figura 6. En este caso, como resultado del proceso de degradación anaeróbica se alcanzaron remociones de DQO y de SV de 32,77% y de 44,05%, respectivamente, cifras que son semejantes a las obtenidas por Castro *et al.* [24] (48% DQO y 45% SV).

### **3.2 APORTE ENERGÉTICO DE LAS AGUAS VERDES**

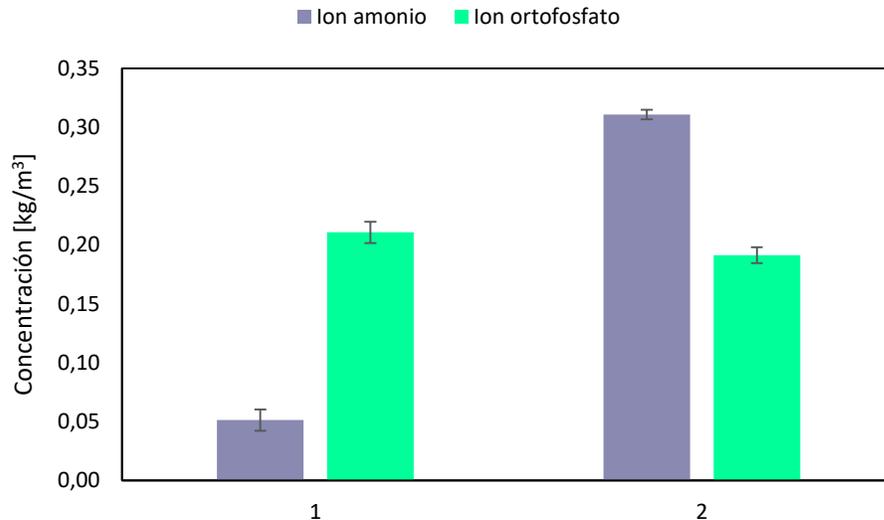
Los potenciales eléctricos y térmicos teóricos de las AV fueron de 16,59 kWh/m<sup>3</sup> AV y de 33,18 kWh/m<sup>3</sup> AV, respectivamente. Estos valores se ajustan a los reportados en la literatura para las contribuciones eléctricas (9,46 – 25 kWh/m<sup>3</sup>) y térmicas (26,66 – 54,95 kWh/m<sup>3</sup>) [7,24] de las aguas residuales de beneficio animal.

Dichos potenciales energéticos podrían destinarse para suplir parte de los requerimientos del proceso de beneficio, por ejemplo, en las etapas de sacrificio, división de canal y refrigeración, o como combustible para calderas [24]. Particularmente, si en el 2017 se hubiese digerido todo el flujo de AV generadas en la PBRF (40.176 m<sup>3</sup>), la energía producida hubiese significado un ahorro del 39,04% para la energía eléctrica (US\$79.982) y uno del 53,67% para la energía térmica (US\$79.982). Cabe mencionar que los ahorros monetarios señalados se calcularon con base en los registros de la PBRF en cuanto al precio de la energía eléctrica (US\$0,12/kWh) y la energía térmica (US\$0,06/kWh).

### **3.3 POTENCIAL DE ESTRUVITA DEL DIGERIDO**

En la figura 7 se muestra la concentración de los NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> presente en los biodigestores de AV al inicio (1) y al final (2) del proceso anaeróbico.

Figura 7 Contenido de iones amonio y ortofosfato en la carga inicial de los biodigestores y en el digerido obtenido.



Se observa que la concentración del  $\text{NH}_4^+$  se incrementó de  $0,05 \text{ kg/m}^3$  a  $0,31 \text{ kg/m}^3$  ( $17,22 \text{ mol/m}^3$ ) durante el tratamiento anaeróbico. Lo anterior se debe a la degradación de compuestos orgánicos nitrogenados como las proteínas, cuya digestión libera amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) [13,22], que se transforma en el  $\text{NH}_4^+$  a condiciones de pH ácido [12].

Así mismo, se evidencia una ligera reducción en la concentración del  $\text{PO}_4^{3-}$  (9,52%) en los biodigestores. Esta disminución puede deberse a la precipitación de fosfato de calcio ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ), un mineral que se forma en medios que contienen  $\text{PO}_4^{3-}$  cuando la concentración del  $\text{Ca}^{2+}$  está por encima ( $> 0,4 \text{ kg/m}^3$ ) [42] de los límites recomendados ( $0,15 - 0,30 \text{ kg/m}^3$ ) [22]. La literatura reporta concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$  de  $0,05 - 0,07 \text{ kg/m}^3$  en las aguas residuales de beneficio bovino [30] y de aproximadamente  $0,88 \text{ kg/m}^3$  para el estiércol bovino digerido anaeróbicamente [21].

Adicionalmente, se advierte que el contenido del  $\text{NH}_4^+$  en el efluente resultante supera el contenido del  $\text{PO}_4^{3-}$  en el mismo; razón por la cual este último se identificó

como el ion que limita la precipitación de ES. Cabe mencionar que el  $Mg^{2+}$  no se tuvo en cuenta a la hora de determinar el reactivo limitante, dado que estudios anteriores reportan que debido a la deficiencia de magnesio en los lodos anaeróbicos [20], la adición de este componente es, en la mayoría de los casos, necesaria para la recuperación de nutrientes [30].

Bajo estas condiciones, el PES del digerido obtenido fue de 1,37 kg ES/m<sup>3</sup> AV, el cual supone el reciclaje de todo el  $PO_4^{3-}$  (0,19 kg/m<sup>3</sup> o 2 mol/m<sup>3</sup>) y la captura del 11,61% del  $NH_4^+$  presente en el mismo. Este rendimiento es alto comparado con el informado por Jensen *et al.* [7] (0,24 – 0,46 kg ES/m<sup>3</sup> agua residual), ya que el potencial que reporta dicho autor está dado para aguas residuales combinadas sin tratamiento biológico por DA. Lo anterior permite constatar que la DA aumenta la disponibilidad de nutrientes [7,30] y, en consecuencia, el PES [32]. Por último, es de resaltar que los porcentajes de recuperación son consistentes con los reportados en la literatura para las aguas residuales que proceden de actividades de beneficio animal.

## 4 CONCLUSIONES

El lodo de estiércol bovino presentó una Actividad Metanogénica Específica de 0,03 kg DQO/kg SV·día y un máximo rendimiento de metano de 0,01 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV. Lo anterior demostró que el lodo de estiércol bovino es un inóculo adecuado para la degradabilidad anaeróbica de sustratos ricos en lípidos, como las aguas verdes generadas en la Planta de Beneficio Río Frío.

Al digerir anaeróticamente las aguas verdes con lodo de estiércol bovino, se obtuvo una remoción de demanda química de oxígeno de 32,77% y de sólidos volátiles de 44,05%. Junto a esto, se obtuvo un Potencial de Biometanización de 0,48 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg SV (8,73 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> AV), con rendimientos eléctricos y térmicos teóricos que representaron el 39,04% del consumo de energía eléctrica y el 53,67% del consumo de energía térmica de la Planta de Beneficio Río Frío en el año 2017. Por consiguiente, los resultados de este trabajo indicaron que las aguas verdes son un sustrato adecuado para estabilizarse y valorizarse mediante digestión anaeróbica.

El Potencial de Estruvita del digerido obtenido fue de 1,37 kg ES/m<sup>3</sup> AV, con una recuperación completa de los iones ortofosfato y una remoción del 11,61% de los iones amonio presentes. Lo anterior demuestra que la precipitación de estruvita es una tecnología viable para el tratamiento de los lodos anaeróbicos con miras al reciclaje de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] FEDERACIÓN COLOMBIANA DE GANADEROS. Consumo aparente per cápita anual. [En línea]. Bogotá D.C. 2012. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.fedegan.org.co/estadisticas/consumo-0>.

[2] Los 5 países que más consumen carne de res en Suramérica. [Base de datos en línea]. Abril 8 de 2014. Revista contexto ganadero sobre una lectura rural de la realidad colombiana. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.contextoganadero.com/internacional/los-5-paises-que-mas-consumen-carne-de-res-en-suramerica>.

[3] DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. Resultados encuesta de sacrificio de ganado. [En línea]. Bogotá D.C. 2017. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/agropecuario/encuesta-de-sacrificio-de-ganado>.

[4] LOZANO, Orlando. Frigoríficos facturan \$ 4 billones en el país con la carne bovina. [En línea]. Economía y negocios. Bogotá D.C. 2017. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.eltiempo.com/economia/sectores/frigorificos-facturan-4-billones-en-colombia-con-carne-bovina-35566>.

[5] Planta Ecológica de Beneficio Animal Río Frío S.A.S. [En línea]. Bucaramanga: Floridablanca. 2013. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.frigorificoriofrio.com/>.

[6] COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Decreto 1036 (18, abril, 1991). Por el cual se subroga el capítulo 1 del título 1 del decreto 2278 de agosto de 1982. Diario Oficial. Bogotá D.C., 1991, no. 39805. p. 1-9.

- [7] JENSEN, Paul, *et al.* Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*. 2014, vol. 136, p. 22-31. ISSN 0306-2619.
- [8] PADILLA, Edith; LÓPEZ, Alberto & GALLARDO, Juan. Evaluation of stability factors in the anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater. *Journal Of Bioremediation & Biodegradation*. 2011, vol. 2, p. 2-114. ISSN 2155-6199.
- [9] JENSEN, Paul, *et al.* Anaerobic membrane bioreactors enable high rate treatment of slaughterhouse wastewater. *Biochemical Engineering Journal*. 2015, vol. 97, p. 132-141. ISSN 1369-703X.
- [10] COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Resolución 0631 (18, abril, 2015). Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial. Bogotá D.C., 2015, no. 49486. p. 1-59.
- [11] CVETKOVSKI, Irene & LITONJUA, Raphael. Biogas: Production, Consumption, and Applications. Hauppauge: Nova Science Publishers, 2012. p. 240. ISBN 978-1614709732.
- [12] DÍAZ, María; ESPITIA, Sandra y MOLINA, Francisco. Digestión Anaerobia una aproximación a la tecnología. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, 2002. p. 167. ISBN 958-701-196-1.
- [13] VARNERO, María. Manual del biogás. Santiago de Chile. 2011. p. 120. ISBN 987-95-306892-0.
- [14] LORENZO, Yaniris y OBAYA, María. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. [Base de datos en línea]. 2005. Revista ICIDCA sobre los derivados de la caña de azúcar. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>.

- [15] WELLINGER, Arthur; MURPHY, Jerry & BAXTER, David. The Biogas Handbook: Science, Production and Applications. Oxford: Woodhead Publishing, 2013. p. 512. ISBN 978-0-85709-498-8.
- [16] ANGELIDAKI, Irini, *et al.* Biomethanation and its potential. *Methods Enzymology*. 2011, vol. 494, p. 327-351. ISSN 0076-6879.
- [17] ANGELIDAKI, Irini, *et al.* Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*. 2009, vol. 59, p. 927-934. ISSN 0273-1223.
- [18] HOLLIGER, Christof, *et al.* Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*. 2016, vol. 74, p. 2515-2522. ISSN 0273-1223.
- [19] RAPOSO, Francisco, *et al.* Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, vol. 16, p. 861-877. ISSN 1364-0321.
- [20] AMAYA, María y JAIMES, Laura. Potencial anaeróbico del lactosuero: biogás y recuperación de nutrientes (N y P). Trabajo de Grado en Ingeniería Química. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas, 2017, 68 p.
- [21] CASTRO, Liliana, *et al.* Low cost digester monitoring under realistic conditions: rural use of biogas and digestate quality. *Bioresource Technology*. 2017, vol. 239, p. 311-317. ISSN 0960-8524.
- [22] CUNSHENG, Zhang, *et al.* Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2014, vol. 38, p. 383-392. ISSN 1364-0321.
- [23] ORTNER, Markus, *et al.* Efficient anaerobic mono-digestion of N-rich slaughterhouse waste: influence of ammonia, temperature and trace elements. *Bioresource Technology*. 2014, vol. 174, p. 222-232. ISSN 0960-8524.

- [24] CASTRO, Liliana, *et al.* Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion. *Dyna*. 2016, vol. 83, p. 41-49. ISSN 2346-2183.
- [25] MUHMOOD, Atif, *et al.* Nutrient recovery from anaerobically digested chicken slurry via struvite: performance, optimization and interactions with heavy metals and pathogens. *Science Of The Total Environment*. 2018, vol. 635, p. 1-9. ISSN 0048-9697.
- [26] LIN, Xiaochang, *et al.* Struvite precipitation from biogas digestion slurry using a two-chamber electrolysis cell with a magnesium anode. *Journal Of Cleaner Production*. 2018, vol. 174, p. 1598-1607. ISSN 0959-6526.
- [27] HIDALGO, Dolores, *et al.* Resource recovery from anaerobic digestate: struvite crystallisation versus ammonia stripping. *Desalination and Water Treatment*. 2015, vol. 57, p. 2626-2632. ISSN 1944-3986.
- [28] TADDEO, Raffaele, *et al.* Nutrient management via struvite precipitation and recovery from various agroindustrial wastewaters: process feasibility and struvite quality. *Journal Of Environmental Management*. 2018, vol. 212, p. 433-439. ISSN 0301-4797.
- [29] YETILMEZSOY, Kaan, *et al.* Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: a study of financial and economic analysis. *Journal Of Cleaner Production*. 2017, vol. 152, p. 88-102. ISSN 0959-6526.
- [30] KATAKI, Sampriti, *et al.* Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: feedstock suitability, methods and pre-treatments. *Waste Management*. 2016, vol. 49, p. 437-454. ISSN 0956-053X.
- [31] TANSEL, Berrin; LUNN, Griffin & MONJE, Oscar. Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: a review of magnesium-ammonia-phosphate interactions. *Chemosphere*. 2018, vol. 194, p. 504-514. ISSN 0045-6535.

- [32] KABDAŞLI, Işık; TÜNEY, Olcay & ÖZCAN, Pinar. Application of struvite precipitation coupled with biological treatment to slaughterhouse wastewaters. *Environmental Technology*. 2009, vol. 30, p. 1095-1101. ISSN 1479-487X.
- [33] MELIA, Patrick, *et al.* Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere*. 2017, vol. 186, p. 381-395. ISSN 0045-6535.
- [34] AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Madrid: Ediciones Díaz de Santos, 1992. p. 1816. ISBN 84-7978-031-2.
- [35] Dr. Calderón LABS. [En línea]. Bogotá. 2009. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.drcalderonlabs.com/>.
- [36] ASTALS, Sergi, *et al.* Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water Research*. 2015, vol. 81, p. 208-215. ISSN 0043-1354.
- [37] TRICASE, Caterina & LOMBARDI, Mariarosaria. State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: technical-economic considerations. *Renewable Energy*. 2009, vol. 43, p. 477-485. ISSN 0960-1481.
- [38] RODRÍGUEZ, Jesús, *et al.* Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology*. 2002, vol. 85, p. 235-241. ISSN 0960-8524.
- [39] PADILLA, Edith & LÓPEZ, Alberto. Kinetics of organic matter degradation in an upflow anaerobic filter using slaughterhouse wastewater. *Journal Of Bioremediation & Biodegradation*. 2010, vol. 1, p. 1-107. ISSN 2155-6199.
- [40] AGUILAR, M, *et al.* Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. *Water Research*. 2002, vol. 36, p. 2910-2919. ISSN 0043-1354.

- [41] GANNOUN, Hana, *et al.* Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of biologically pretreated abattoir wastewaters in an upflow anaerobic filter. *Journal Of Hazardous Materials*. 2009, vol. 170, p. 263-271. ISSN 0304-3894.
- [42] AMANI, Teimour; NOSRATI, Mohsen & SREEKRISHNAN, T. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. *Environmental Reviews*. 2010, vol. 18, p. 255-278. ISSN 1181-8700.
- [43] ÁLVAREZ, Edinson y CALDERÓN, Diego. Modelamiento del rendimiento de metano de los residuos sobrantes de restaurante uis. Trabajo de Grado en Ingeniería Química. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. Facultad de Ingenierías Físicoquímicas, 2014, 63 p.
- [44] QUINTERO, Mabel. Estudio de consorcios microbianos para la producción de biogás a partir de residuos de fique. Tesis de Maestría en Ciencias Básicas Biomédicas. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. Facultad de Salud, 2011, 125 p.

## BIBLIOGRAFÍA

AGUILAR, M, *et al.* Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. *Water Research*. 2002, vol. 36, p. 2910-2919. ISSN 0043-1354.

ÁLVAREZ, Edinson y CALDERÓN, Diego. Modelamiento del rendimiento de metano de los residuos sobrantes de restaurante uis. Trabajo de Grado en Ingeniería Química. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas, 2014, 63 p.

AMANI, Teimour; NOSRATI, Mohsen & SREEKRISHNAN, T. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. *Environmental Reviews*. 2010, vol. 18, p. 255-278. ISSN 1181-8700.

AMAYA, María y JAIMES, Laura. Potencial anaeróbico del lactosuero: biogás y recuperación de nutrientes (N y P). Trabajo de Grado en Ingeniería Química. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas, 2017, 68 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Madrid: Ediciones Díaz de Santos, 1992. p. 1816. ISBN 84-7978-031-2.

ANGELIDAKI, Irini, *et al.* Biomethanation and its potential. *Methods Enzymology*. 2011, vol. 494, p. 327-351. ISSN 0076-6879.

ANGELIDAKI, Irini, *et al.* Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology*. 2009, vol. 59, p. 927-934. ISSN 0273-1223.

ASTALS, Sergi, *et al.* Development and validation of a rapid test for anaerobic inhibition and toxicity. *Water Research*. 2015, vol. 81, p. 208-215. ISSN 0043-1354.

CASTRO, Liliana, *et al.* Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion. *Dyna*. 2016, vol. 83, p. 41-49. ISSN 2346-2183.

CASTRO, Liliana, *et al.* Low cost digester monitoring under realistic conditions: rural use of biogas and digestate quality. *Bioresource Technology*. 2017, vol. 239, p. 311-317. ISSN 0960-8524.

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Decreto 1036 (18, abril, 1991). Por el cual se subroga el capítulo 1 del título 1 del decreto 2278 de agosto de 1982. Diario Oficial. Bogotá D.C., 1991, no. 39805. p. 1-9.

COLOMBIA. CONGRESO DE LA REPÚBLICA. Resolución 0631 (18, abril, 2015). Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial. Bogotá D.C., 2015, no. 49486. p. 1-59.

CUNSHENG, Zhang, *et al.* Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2014, vol. 38, p. 383-392. ISSN 1364-0321.

CVETKOVSKI, Irene & LITONJUA, Raphael. Biogas: Production, Consumption, and Applications. Hauppauge: Nova Science Publishers, 2012. p. 240. ISBN 978-1614709732.

DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. Resultados encuesta de sacrificio de ganado. [En línea]. Bogotá D.C. 2017. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/agropecuario/encuesta-de-sacrificio-de-ganado>.

DÍAZ, María; ESPITIA, Sandra y MOLINA, Francisco. Digestión Anaerobia una aproximación a la tecnología. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, 2002. p. 167. ISBN 958-701-196-1.

Dr. Calderón LABS. [En línea]. Bogotá. 2009. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.drcalderonlabs.com/>.

FEDERACIÓN COLOMBIANA DE GANADEROS. Consumo aparente per cápita anual. [En línea]. Bogotá D.C. 2012. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.fedegan.org.co/estadisticas/consumo-0>.

GANNOUN, Hana, *et al.* Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of biologically pretreated abattoir wastewaters in an upflow anaerobic filter. *Journal Of Hazardous Materials*. 2009, vol. 170, p. 263-271. ISSN 0304-3894.

HIDALGO, Dolores, *et al.* Resource recovery from anaerobic digestate: struvite crystallisation versus ammonia stripping. *Desalination and Water Treatment*. 2015, vol. 57, p. 2626-2632. ISSN 1944-3986.

HOLLIGER, Christof, *et al.* Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*. 2016, vol. 74, p. 2515-2522. ISSN 0273-1223.

JENSEN, Paul, *et al.* Anaerobic membrane bioreactors enable high rate treatment of slaughterhouse wastewater. *Biochemical Engineering Journal*. 2015, vol. 97, p. 132-141. ISSN 1369-703X.

JENSEN, Paul, *et al.* Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*. 2014, vol. 136, p. 22-31. ISSN 0306-2619.

KABDAŞLI, Işık; TÜNAY, Olcay & ÖZCAN, Pinar. Application of struvite precipitation coupled with biological treatment to slaughterhouse wastewaters. *Environmental Technology*. 2009, vol. 30, p. 1095-1101. ISSN 1479-487X.

KATAKI, Sampri, *et al.* Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: feedstock suitability, methods and pre-treatments. *Waste Management*. 2016, vol. 49, p. 437-454. ISSN 0956-053X.

LIN, Xiaochang, *et al.* Struvite precipitation from biogas digestion slurry using a two-chamber electrolysis cell with a magnesium anode. *Journal Of Cleaner Production*. 2018, vol. 174, p. 1598-1607. ISSN 0959-6526.

LORENZO, Yaniris y OBAYA, María. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. [Base de datos en línea]. 2005. Revista ICIDCA sobre los derivados de la caña de azúcar. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120659006>.

Los 5 países que más consumen carne de res en Suramérica. [Base de datos en línea]. Abril 8 de 2014. Revista contexto ganadero sobre una lectura rural de la realidad colombiana. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.contextoganadero.com/internacional/los-5-paises-que-mas-consumen-carne-de-res-en-suramerica>.

LOZANO, Orlando. Frigoríficos facturan \$ 4 billones en el país con la carne bovina. [En línea]. Economía y negocios. Bogotá D.C. 2017. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.eltiempo.com/economia/sectores/frigorificos-facturan-4-billones-en-colombia-con-carne-bovina-35566>.

MELIA, Patrick, *et al.* Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere*. 2017, vol. 186, p. 381-395. ISSN 0045-6535.

MUHMOOD, Atif, *et al.* Nutrient recovery from anaerobically digested chicken slurry via struvite: performance, optimization and interactions with heavy metals and pathogens. *Science Of The Total Environment*. 2018, vol. 635, p. 1-9. ISSN 0048-9697.

ORTNER, Markus, *et al.* Efficient anaerobic mono-digestion of N-rich slaughterhouse waste: influence of ammonia, temperature and trace elements. *Bioresource Technology*. 2014, vol. 174, p. 222-232. ISSN 0960-8524.

PADILLA, Edith & LÓPEZ, Alberto. Kinetics of organic matter degradation in an upflow anaerobic filter using slaughterhouse wastewater. *Journal Of Bioremediation & Biodegradation*. 2010, vol. 1, p. 1-107. ISSN 2155-6199.

PADILLA, Edith; LÓPEZ, Alberto & GALLARDO, Juan. Evaluation of stability factors in the anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater. *Journal Of Bioremediation & Biodegradation*. 2011, vol. 2, p. 2-114. ISSN 2155-6199.

Planta Ecológica de Beneficio Animal Río Frío S.A.S. [En línea]. Bucaramanga: Floridablanca. 2013. (Recuperado en 15 marzo 2018). Disponible en <http://www.frigorificoriofrio.com/>.

QUINTERO, Mabel. Estudio de consorcios microbianos para la producción de biogás a partir de residuos de fique. Tesis de Maestría en Ciencias Básicas Biomédicas. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander. Facultad de Salud, 2011, 125 p.

RAPOSO, Francisco, *et al.* Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: an overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2012, vol. 16, p. 861-877. ISSN 1364-0321.

RODRÍGUEZ, Jesús, *et al.* Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology*. 2002, vol. 85, p. 235-241. ISSN 0960-8524.

TADDEO, Raffaele, *et al.* Nutrient management via struvite precipitation and recovery from various agroindustrial wastewaters: process feasibility and struvite quality. *Journal Of Environmental Management*. 2018, vol. 212, p. 433-439. ISSN 0301-4797.

TANSEL, Berrin; LUNN, Griffin & MONJE, Oscar. Struvite formation and decomposition characteristics for ammonia and phosphorus recovery: a review of

magnesium-ammonia-phosphate interactions. *Chemosphere*. 2018, vol. 194, p. 504-514. ISSN 0045-6535.

TRICASE, Caterina & LOMBARDI, Mariarosaria. State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: technical-economic considerations. *Renewable Energy*. 2009, vol. 43, p. 477-485. ISSN 0960-1481.

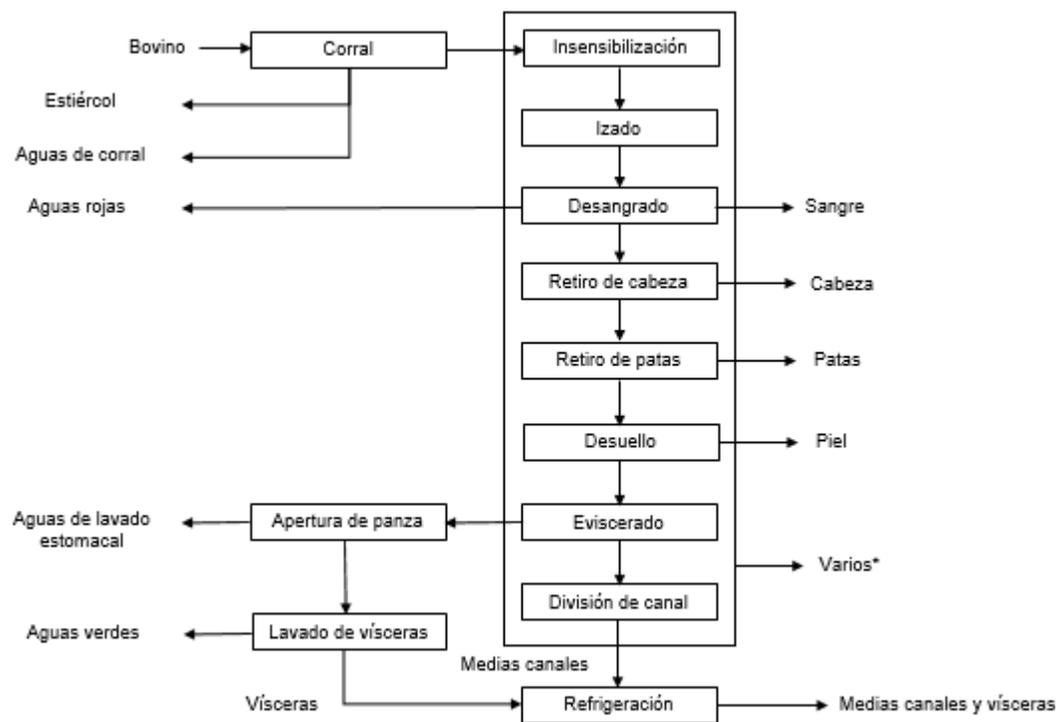
VARNERO, María. Manual del biogás. Santiago de Chile. 2011. p. 120. ISBN 987-95-306892-0.

WELLINGER, Arthur; MURPHY, Jerry & BAXTER, David. The Biogas Handbook: Science, Production and Applications. Oxford: Woodhead Publishing, 2013. p. 512. ISBN 978-0-85709-498-8.

YETILMEZSOY, Kaan, *et al.* Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: a study of financial and economic analysis. *Journal Of Cleaner Production*. 2017, vol. 152, p. 88-102. ISSN 0959-6526.

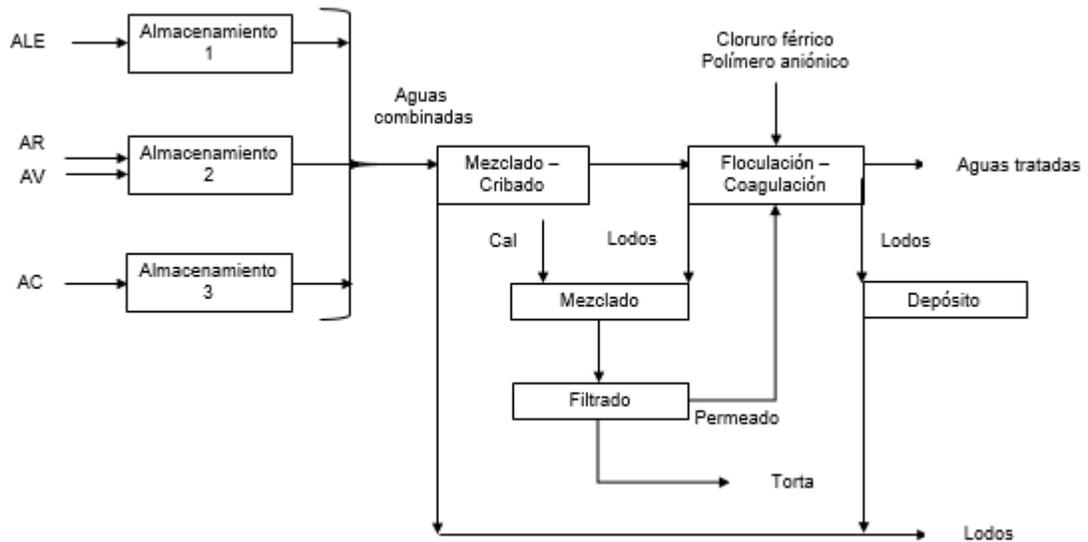
## ANEXOS

### Anexo A Proceso de beneficio bovino.

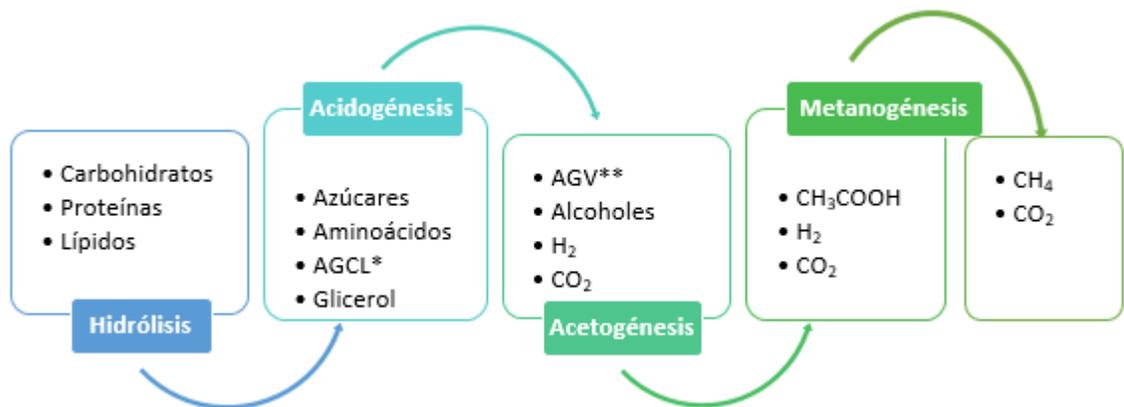


(\*) El término “varios” incluye genitales, fetos, sebo, entre otros.

Anexo B Sistema de tratamiento de aguas residuales de la Planta de Beneficio Río Frío.



Anexo C Etapas clave en el proceso de digestión anaeróbica.



Fuente: Adaptado de Angelidaki *et al.* [16].

(\*) Ácidos grasos de cadena larga.

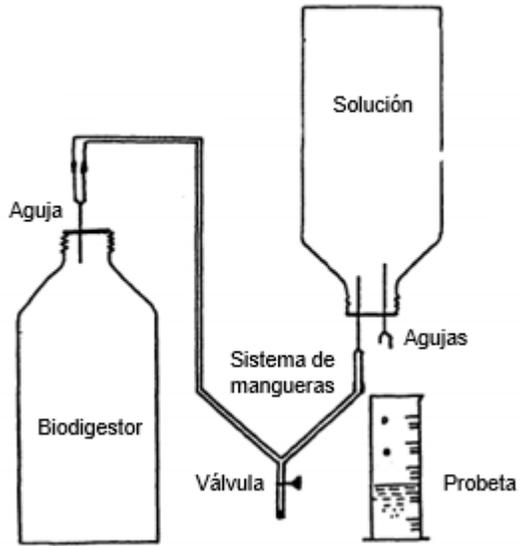
(\*\*) Ácidos grasos volátiles.

Anexo D Volúmenes cargados a los montajes del ensayo de biodegradabilidad anaeróbica.

Sistema	Volúmenes [mL]			
	AV	AO	AD	LEB
AV	21,5	–	–	38,5
Réplicas destructivas	21,5	–	–	38,5
Control	–	0,5	–	59,5
Blanco AV	–	–	21,5	38,5
Blanco control	–	–	0,5	59,5

Anexo E Método de desplazamiento alcalino.

Este método consiste en hacer pasar el biogás producido por una solución alcalina, generalmente de hidróxido de sodio o potasio, con pH mayor que 12 y con fenolftaleína como indicador, a fin de medir directamente el volumen de metano producido en el biodigestor. En este caso, la solución está contenida en una botella sellada, dispuesta boca abajo y perforada con dos agujas, las cuales permiten la salida de la solución y la comunicación con el biodigestor, respectivamente, tal como se ilustra en el diagrama. De esta forma, cuando el biogás circula a través del sistema de mangueras y entra en contacto con la solución, ésta última absorbe el dióxido de carbono y permite el paso del metano, que se ubica en la parte superior de la botella y desplaza un volumen equivalente de solución que se mide en un cilindro graduado.



Fuente: Adaptado de FIELD, Jim. Parámetros operativos del manto de lodos anaeróbicos de flujo ascendente. Cali: Universidad del Valle, Corporación Autónoma Regional del Cauca y Universidad Agrícola de Wageningen, 1978, p. 269.