

**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS
RESIDUALES DE UN FRIGORÍFICO**

**OSCAR JULIÁN GÓMEZ SERRATO
DIANA PAOLA JIMÉNEZ PIÑEROS**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICO-QUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
BUCARAMANGA**

2016

**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS
RESIDUALES DE UN FRIGORÍFICO**

**OSCAR JULIÁN GÓMEZ SERRATO
DIANA PAOLA JIMÉNEZ PIÑEROS**

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

**Directora
LILIANA DEL PILAR CASTRO MOLANO
Ingeniera Química, Ph.D.**

**Co director
HUMBERTO ESCALANTE HERNÁNDEZ
Ingeniero Químico, Ph. D.**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICO-QUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
BUCARAMANGA**

2016

AGRADECIMIENTOS

Primeramente a Dios, nuestro sustento y guía, el motivo y la fuerza para cada paso que hemos dado en nuestras vidas.

A nuestros padres, quienes nos dieron el regalo de la vida y han sido de gran apoyo a lo largo de ella.

A la profesora Liliana del Pilar Castro, por aceptarnos para realizar este trabajo de investigación bajo su dirección y por su disponibilidad y paciencia para compartir su conocimiento sobre Digestión Anaerobia.

Al ingeniero Martin Carballo, por su colaboración y disposición para la realización de este trabajo.

Al equipo del laboratorio de Digestión Anaerobia, por la ayuda brindada durante nuestra estadía en el laboratorio.

DEDICATORIA

A Dios, a quien amo con todo mi corazón y estoy eternamente agradecido por la vida, familia y amigos que me ha regalado.

A mis padres y hermanas, quienes me han formado como persona y constituyen una parte fundamental de mi vida.

Oscar Julián Gómez Serrato

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

1	METODOLOGIA.....	19
1.1	EVALUACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL.....	19
1.1.1	Recolección y tratamiento de la muestra de agua residual.....	19
1.1.2	Análisis químicos.....	20
1.2	EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN.....	20
1.2.1	Modelamiento y estimación de parámetros del proceso.....	22
2	RESULTADOS.....	23
2.1	CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL SUSTRATO.....	23
2.2	POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN.....	25
2.2.1	Análisis cinético.....	27
2.2.2	Estabilidad del proceso.....	32
3	CONCLUSIONES.....	33
4	RECOMENDACIONES.....	34
	BIBLIOGRAFÍA.....	35

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Potencial de Biometanización del agua residual del frigorífico (PBM_{AR}).	26
Figura 2. Análisis de medias para R_{max} (A) y G_0 (B) para 30°C y 37°C	28
Figura 3. PBM del AR con datos experimentales y el modelo cinético de Gompertz a 30°C y 37°C.	29
Figura 4. Cinética de consumo de AGV y ART.	30
Figura 5. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	31
Figura 6. (a) Relación AGV/AT (b) Variación del pH	32

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del sustrato.....	23
Tabla 2. Valores de las constantes de la ecuación cinética de <i>Gompertz</i> para las diferentes temperaturas de operación.	28

RESUMEN

TÍTULO: POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DE UN FRIGORÍFICO*

AUTORES: OSCAR JULIÁN GÓMEZ SERRATO, DIANA PAOLA JIMÉNEZ PIÑEROS**

PALABRAS CLAVE: Aguas residuales, frigorífico, potencial de biometanización, cinética de producción de metano.

El potencial de biometanización para las aguas residuales de un frigorífico fue determinado para las temperaturas de operación de 37 y la temperatura ambiente de la región del frigorífico (30°C) utilizando estiércol bovino proveniente del frigorífico y posteriormente estabilizado como fuente de inóculo. Los rendimientos de metano alcanzados fueron de 0,73 y 0,71 $m^3CH_4/kg SV_{añadido}$ para las temperaturas de 37 y 30°C respectivamente. Adicionalmente se evaluó la cinética de producción de metano mediante el modelo cinético de *Gompertz modificado*, los parámetros evaluados fueron máxima producción acumulada de metano (G_0), máxima velocidad de producción diaria de metano (R_{max}) y tiempo de adaptación del inóculo (λ). Los valores de los parámetros cinéticos para la temperatura de 37°C fueron de 0,77 $m^3CH_4/kg SV_{añadido}$ para G_0 , 0,048 $m^3CH_4/kg SV_{añadido} d$ para R_{max} y 1,74d para λ , para 30°C los valores de G_0 , R_{max} y λ fueron de 0,76 $m^3CH_4/kg SV_{añadido}$, 0,039 $m^3CH_4/kg SV_{añadido} d$ y 3,60d respectivamente. El análisis de medias mostró que no existen diferencias significativas en la producción máxima de metano a las diferentes temperaturas evaluadas. Se evaluó la producción de energía por el tratamiento del agua residual producida mensualmente en el frigorífico. La energía producida por tratamiento del agua residual del frigorífico corresponde a un 48% de la energía consumida mensualmente por el mismo.

* Trabajo de grado

** Facultad de Ingenierías Físico-Químicas. Escuela de ingeniería Química. Directora Liliana del Pilar Castro Molano Ing. Química Ph.D. Codirector Humberto Escalante Ing. Químico Ph.D.

ABSTRACT

TITLE: BIOMETHANE POTENTIAL FOR SLAUGHTERHOUSE WASTEWATER

AUTHOR: OSCAR JULIÁN GÓMEZ SERRATO, DIANA PAOLA JIMÉNEZ PIÑEROS

KEYWORDS: Wastewater, slaughterhouse, biomethane potential, methane production kinetics

Biomethane potential for slaughterhouse wastewater was determined at operation temperatures of 37 and 30°C, which is the ambient temperature in the region of the slaughterhouse, using the cattle manure produced in the slaughterhouse and later stabilized as the inoculum source. The methane yields reached were 0,73 and 0,71 $m^3CH_4/kg SV_{add}$ for 37 and 30°C respectively. Kinetics of methane production was also evaluated through *Gompertz* modified kinetic model, the evaluated parameters were maximum cumulated methane production (G_0), maximum daily methane production rate (R_{max}) and the acclimation time of the inoculum (λ). The values of the kinetic parameters for the temperature of 37°C were 0,77 $m^3CH_4/kg SV_{add}$ for G_0 , 0,05 $m^3CH_4/kg SV_{add} d$ for R_{max} and 1,74d for λ , at 30°C the values of G_0 , R_{max} and λ were 0,76 $m^3CH_4/kg SV_{add}$, 0,04 $m^3CH_4/kg SV_{add} d$ y 3,60d respectively. The means analysis showed no significant differences in the maximum methane production at the different temperatures evaluated, but it showed significant differences in the maximum daily methane production rate. The energy production by the anaerobic digestion of the wastewater produced in a month in the slaughterhouse was evaluated. The energy produced by the anaerobic digestion of the slaughterhouse wastewater corresponds to 48% of the energy consumed in a month by the slaughterhouse.

* Thesis

** Faculty of Physic-Chemical Engineering. School of Chemical Engineering. Director Liliana del Pilar Castro Molano Chemical Engineer Ph.D. Codirector Humberto Escalante Chemical Engineer Ph.D.

INTRODUCCIÓN

La carne bovina representa fuente de proteína de alto valor biológico para la nutrición humana (de Castro Cardoso Pereira & dos Reis Baltazar Vicente, 2013). Este alimento ocupa el tercer lugar en la ingesta mundial de carne, contribuyendo con el 22% de la ingesta mundial de carne (la de mayor consumo es la de cerdo, con un 36%, seguida de la carne de aves de corral con aproximadamente 35%) (FAO, 2014).

En Colombia, la ganadería bovina es una actividad que se realiza en todo el país y es considerada como un renglón socioeconómico de gran importancia. En cuanto a volumen de sacrificio, Colombia ocupa el tercer lugar en Suramérica (después de Argentina y Brasil), y el décimo quinto a nivel mundial (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2009). El sacrificio total de ganado vacuno a nivel nacional para el año 2015 fue de 4.205.565 cabezas (DANE, 2015).

El proceso de beneficio animal consiste principalmente de cuatro etapas: (a) sacrificio, en la que el ganado es insensibilizado e izado para facilitar su sangría, decapitación y degüello, (b) deshuesado, donde se hacen cortes del cadáver, seguido se hace el (c) procesamiento de la panza o eviscerado, que consiste en extraer las vísceras blancas, estómagos e intestinos, y por último, (d) el procesamiento de menudencias, donde las vísceras restantes se limpian y los desechos como la cabeza, cascos, huesos, sangre y vísceras son enviadas para recuperación de subproductos (FAO, 1996).

El proceso de sacrificio de ganado implica altos consumos de agua. Se estima que un frigorífico requiere entre 1 y $8,3m^3$ de agua por animal sacrificado y varía de acuerdo al animal y al proceso empleado en cada industria, por lo cual se generan volúmenes de agua residual entre 0,4 y $3,1m^3$ por animal sacrificado (Caixeta et al. 2002).

Dado que los volúmenes de agua residual generada en un frigorífico son altos, la mayor parte de los países cuentan con leyes de reducción de contaminación para el tratamiento de los desechos. Particularmente, en Colombia, el Decreto 1594 de 1984 establece que los residuos líquidos provenientes de plantas de beneficio animal deben ser sometidos a tratamiento especial, de acuerdo con las disposiciones establecidas por el Decreto, el Ministerio de Salud y la Entidad Encargada del Manejo y Administración del Recursos (EMAR) (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 1984). Por su parte, el Ministerio de Salud y Protección Social, en la Resolución 240 de 2013 y mediante el Decreto 1500 de 2007 estableció el reglamento técnico de los requisitos sanitarios que deben cumplir las plantas de beneficio animal, especificando que éstas deben contener un sistema de tratamiento de aguas residuales (Ministerio de Salud y Protección Social, 2013).

Sin embargo, se estima que en Colombia el 90,1% de las plantas de sacrificio no realiza tratamiento adecuado de aguas residuales, y de este porcentaje el 42,8% del agua es vertida directamente a los ríos (Santana et al. 2009).

Las aguas residuales generadas en las plantas de beneficio contienen altas concentraciones de contaminantes orgánicos (DQO entre 3.500 y 12.000 mg/L; DBO₅ entre 1.200 y 7.000 mg/L) por lo tanto, este efluente de frigorífico se convierte

en materia prima atractiva para procesos de degradación anaerobia (Chaux et al. 2009).

La digestión anaerobia (DA) es reconocida mundialmente como una tecnología para la producción de energía renovable y tratamiento de residuos orgánicos, con costos significativamente bajos comparados con el proceso aerobio (Caixeta et al. 2002, Lizarazo et al. 2013).

El proceso de digestión anaerobia (DA) consiste en descomponer la materia orgánica en ausencia de oxígeno a partir de las etapas bioquímicas de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis; cada etapa es una función de las condiciones metabólicas de un consorcio microbiano. Los productos finales del proceso anaerobio son metano (CH_4) y el dióxido de carbono (CO_2), con lo que se asegura la recuperación de energía en forma de biogás (Slimane et al. 2014). Además, entre las ventajas de la DA se encuentra que a condiciones de temperatura mesófila (30-40°C) no se requiere entrada de energía, bajo requerimiento de nutrientes, la posibilidad de operación con alta velocidad de carga orgánica a bajo tiempo de retención hidráulica (Imran et al. 2014, Slimane et al. 2014) y baja producción de lodos ya que, en teoría, el 90% de la energía disponible por oxidación directa se transforma en CH_4 y el restante 10% se emplea para el crecimiento bacteriano (Moreno et al. 2007).

El tratamiento de aguas residuales de plantas de frigorífico a partir del proceso anaerobio depende principalmente de tres aspectos: el primero, la composición fisicoquímica del agua residual (particularmente el contenido de grasas), el segundo corresponde al tiempo de retención hidráulico, el cual debe ser suficiente para garantizar la hidrólisis de material particulado, y el tercero comprende las

condiciones de operación del proceso que favorezcan el crecimiento de las arqueas metanogénicas acetoclásticas, grupo trófico que cataliza la producción de biogás (Jensen et al. 2014).

El proceso de digestión anaerobia a partir de aguas residuales de plantas de sacrificio ha sido estudiado a escala laboratorio alcanzando producciones de metano en batch entre 0,25 y $1\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$ (Jensen et al. 2014) y 0,6 y $0,7\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$ en continuo (Cuetos et al. 2008).

Investigaciones anteriores empleando despojos (sangre, contenidos de panza y agua residual) de una planta de sacrificio en un reactor semi-continuo, concluyen que a mayores temperaturas mesófilas y al incrementar la relación inóculo/sustrato (RIS) a valores mayores que 1, la eficiencia del sistema en la remoción de DQO incrementa a valores entre 60 y 90% durante los primeros 15 días de DA debido a que las altas cantidades de inóculo previenen la inhibición del proceso (Imran et al. 2014). Por otro lado, en un estudio a escala laboratorio al utilizar como sustrato agua residual de matadero en se observó que el Potencial de biometanización (PBM) varió entre 0,45 y $0,535\text{m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$ de alimentación, lo que indicaba la degradación eficiente de los residuos utilizados (Ortner et al. 2014).

Dada la importancia de los microorganismos en el proceso anaerobio, los modelos cinéticos de crecimiento microbiano pueden ser aplicados para simular la biodegradación anaerobia. La cinética de producción de metano a partir de las aguas residuales de las plantas de sacrificio es importante para el diseño y evaluación del proceso anaerobio. Uno de los modelos cinéticos ampliamente utilizados para describir el proceso anaerobio a partir de diferentes sustratos es el de *Gompertz*. El modelo de *Gompertz*, fue desarrollado originalmente para ajustar

datos de mortalidad en seres humanos, ahora es utilizado también para predecir la producción de metano y es denominado modelo de *Gompertz* modificado (ecuación 1). Esta ecuación ha sido identificada como un excelente modelo de regresión no lineal empírico (Kafle & Chen, 2015).

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

Donde

$G_{(t)}$ representa la producción acumulada de metano en un tiempo t ($m^3/kgSV$)

G_0 representa la máxima producción de metano acumulada ($m^3/kgSV$)

R_{max} representa la máxima velocidad de producción de metano ($m^3/kgSV d$)

λ representa el tiempo de adaptación del inóculo al sustrato (d)

e representa $\exp(1) = 2,7183$

Por otra parte, la DA es un proceso complejo, por lo tanto para evaluar la viabilidad de la aplicación y efectividad de este proceso en el tratamiento de aguas residuales se requiere conocer el PBM de la materia orgánica a tratar. Este potencial es un parámetro importante que determina la cantidad de metano ($m^3CH_4/kgSV$) producida por las aguas residuales en condiciones anaerobias (Angelidaki et al. 2009).

Los resultados obtenidos a partir del PBM dependen principalmente de la fuente de inóculo, relación inóculo/sustrato y la temperatura a la cual se lleva a cabo el proceso anaerobio (Browne et al. 2013). Por lo tanto, el mismo sustrato (aguas residuales de plantas de sacrificio) puede tener diferentes valores de PBM basado

en las condiciones de operación del proceso. La literatura reporta diferentes estudios que muestran la producción de metano a partir de las aguas residuales de las plantas de sacrificio. Sin embargo, se requiere evaluar la producción de metano bajo las condiciones operacionales (fuente de inóculo y temperatura) donde se llevará a cabo la aplicación del proceso anaerobio.

Esta investigación toma como caso de estudio la planta de beneficio de ganado bovino y bufalino del fondo ganadero de Santander (FOGASA), la cual se encuentra ubicada en el departamento de Cesar, Colombia. Cuenta con 70 empleados directos y una capacidad para sacrificar 200 animales/día. Esta planta de sacrificio produce carne en canal, carne despostada refrigerada empacada al vacío, carne madura refrigerada, carne para uso industrial, vísceras rojas y blancas refrigeradas y subproductos como pieles, sebo, sangre, bilis, cálculos, borlas y cascos.

El frigorífico FOGASA produce en promedio 3,5 L/s de aguas residuales provenientes de cada una de las actividades realizadas como el bañado de animales, lavado de pisos, lavado de vísceras, lavados de equipos entre otros, estas aguas residuales están compuestas por orinas, heces, sangre, pelos, residuos de carne y grasas de los animales sacrificados en cada etapa del proceso.

Teniendo en cuenta lo descrito anteriormente, los objetivos de este trabajo de investigación fueron: 1) Evaluar el potencial de biometanización de las aguas residuales procedentes de un frigorífico ubicado en el municipio de Aguachica Cesar bajo las condiciones de la región; 2) Evaluar el modelo cinético de *Gompertz* modificado para predecir la producción de metano a partir de las aguas residuales del frigorífico caso de estudio.

1 METODOLOGIA

Esta investigación se desarrolló en tres etapas: a) Evaluación fisicoquímica del sustrato (aguas residuales de la planta de sacrificio FOGASA), b) evaluación del potencial de biometanización y c) modelamiento y estimación de parámetros del proceso.

1.1 EVALUACIÓN FISICOQUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL

1.1.1 Recolección y tratamiento de la muestra de agua residual. El agua residual fue recolectada directamente de las tuberías de la planta de sacrificio FOGASA. La temperatura de salida de estas aguas es de $\pm 23,1^{\circ}\text{C}$. Las muestras fueron almacenadas y refrigeradas para la preservación de la muestra.

Debido a la presencia de sólidos (pellejos y coágulos de sangre) presentes en las muestras de agua, fue necesario realizar un licuado de la muestra durante 2 min, tiempo en el cual se homogenizó la concentración de sólidos presentes en la muestra.

1.1.2 Análisis químicos. Los sólidos totales (ST) y los sólidos volátiles (SV) fueron medidos de acuerdo con los protocolos descritos por Standard Methods APHA/SM2540 (APHA, AWWA & WEF, 2005). La demanda química de oxígeno (DQO) fue medida por el método colorimétrico contemplado en APHA/SM5220-D (APHA, AWWA & WEF, 2005). Los azúcares reductores totales (ART) se determinaron a partir del protocolo descrito en (Miller, 1959). Los ácidos grasos volátiles (AGV) y la alcalinidad total (AT) fueron cuantificados por titulación de acuerdo al protocolo propuesto en (Jobling Purser et al. 2014). Grasa y Nitrógeno Total (NTK) fueron medidas por el método gravimétrico/SM5520B y Kjeldahl-Titrimétrico/SM4500-N, respectivamente. El pH fue determinado por el método potenciométrico.

1.2 EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN

Los ensayos de biodegradabilidad anaerobia se llevaron a cabo de acuerdo con el protocolo establecido por Angelidaki et al. (2009). Los experimentos se realizaron por triplicado en reactores *batch* de 80 mL (35 mL de volumen de trabajo) a temperatura de 37°C (temperatura de operación óptima en el rango mesófilo para los procesos biológicos (Imran et al. 2014, Deng et al. 2014) y a temperatura de 30°C (correspondiente a la temperatura promedio del departamento del Cesar) (AccuWeather, 2015).

La fuente de inóculo utilizada fue estiércol bovino recolectado en el frigorífico (este inóculo fue pre incubado a 25°C para reducir el contenido de materia orgánica residual). La composición del inóculo fue 777mg DQO/L, 28,2 g ST/kg muestra y 65% de SV (tomado como una fracción de los ST).

La actividad metanogénica del inóculo fue de $0,6gDQO/gSSV$ día. El recuento de grupos tróficos metanogénicos (Número más probable de células por concentración de inóculo ($NMPcélulas/gSSV$)) fue el siguiente: arqueas metanogénicas acetoclásticas $2,8 \times 10^4$, arqueas metanogénicas hidrogenotróficas $2,3 \times 10^4$, arqueas metanogénicas del metanol $2,9 \times 10^4$ (Alzate & Quintero, *In press*).

Se estableció una RIS de $1gSV$ inóculo/ gSV sustrato, teniendo en cuenta los resultados reportados en la literatura (Slimane et al. 2014, Raposo et al. 2006). A partir de los datos de SV para garantizar una RIS de 1, se adicionaron 21 ml de inóculo y 14 ml de agua residual.

Con el objetivo de evaluar la producción de metano por actividad endógena del inóculo, se realizó por triplicado un experimento denominado blanco, el cual contenía solo inóculo y la cantidad de sustrato fue reemplazada con agua destilada.

Todos los ensayos se gasearon con nitrógeno durante 2 minutos para garantizar condiciones de anaerobiosis y, posteriormente fueron tapados con corchos de butilo y sellados con agrafes de aluminio. Los biorreactores fueron agitados manualmente 1 vez al día durante 2 minutos.

El volumen de metano de los ensayos fue medido diariamente y se cuantificó por el método de desplazamiento alcalino con una solución 0,1N de NaOH con pH 12 y fenolftaleína como indicador (Angelidaki et al. 2009). El potencial de biometanización (PBM), se expresó en unidades de volumen de metano a condiciones de presión y temperatura estándar por la masa de SV de agua residual adicionada (m^3CH_4/kg SV agua residual).

Por otra parte, se cuantificó la variación de ART, DQO, AGV, AT y pH durante el proceso de digestión realizado a 30°C, dado que esa será la temperatura de aplicación de la tecnología anaerobia en el frigorífico FOGASA. Para esta determinación se realizaron experimentos a las mismas condiciones del ensayo de biodegradabilidad anaerobia. Estos ensayos fueron destructivos y consistieron en una batería de 11 reactores uno por cada tercer día hasta los 30 días de operación. Cada tercer día se tomó muestra de un reactor para hacer las respectivas mediciones y posteriormente el ensayo es descartado.

1.2.1 Modelamiento y estimación de parámetros del proceso. Los parámetros cinéticos de degradación anaerobia fueron estimados a partir de los ensayos de biometanización, ajustando los datos al modelo de Gompertz.

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

Los parámetros (G_0, K, R_{max}, λ) fueron determinados utilizando la herramienta curve fitting (cftool) del software Matlab R2015a.

Por otra parte, se realizó un análisis de medias en el programa estadístico Minitab 17 para determinar la existencia de una diferencia estadística significativa entre los valores de los parámetros para los ensayos realizados 30°C y 37°C.

2 RESULTADOS

2.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DEL SUSTRATO

La tabla 1 presenta un resumen de la caracterización del sustrato. Los parámetros evaluados indican los recursos disponibles para la producción de biogás y de nutrientes que tiene el agua residual (AR) de planta de sacrificio.

Tabla 1. Caracterización físicoquímica del sustrato.

Parámetro	Unidades	Valor	Valor en Literatura	Fuente
DQO	<i>mg DQO/L</i>	7.467	>5.000 3.979-7.125 12.820 5.200-11.400	(Jensen et al. 2014) (Aguilar et al. 2002) (Rodríguez et al. 2002) (Ruiz et al. 1997)
ST	<i>g ST/kg AR</i>	22,8	80-120 g/kg	(Ortner et al. 2014)
SF	<i>g SF/kg AR</i>	0,9		
SV	<i>g SV/kg AR</i>	21,9	70-110g/kg	(Ortner et al. 2014)
Proteínas	<i>mg/L AR</i>	16597		
Grasas	<i>mg/L</i>	2,68	40 - 710 250 210-710	(Caixeta et al. 2002) (Rodríguez et al. 2002) (Ruiz et al. 1997)
ART	<i>g glucosa/L</i>	0,3		
AGV	<i>mg Ac. Acético/L</i>	840	880 900-1.780	(Rodríguez et al. 2002) (Caixeta et al. 2002)
pH	-	7,7	6,3-6,6 7,5 6,24-7,85 6,8-7,8	(Caixeta et al. 2002) (Rodríguez et al. 2002) (Aguilar et al. 2002) (Ruiz et al. 1997)
AT	<i>mg CaCO3/L</i>	1.000	530 366-512	(Rodríguez et al. 2002) (Aguilar et al. 2002)
Nitrógeno Total	<i>mg N/L</i>	2.655,5	300-6.000 531 54,7-99,8	(Chaux et al. 2009) (Rodríguez et al. 2002) (Aguilar et al. 2002)

La carga orgánica presente en el AR en términos de DQO está comprendida entre el rango de alta dureza de 5.000-10.000mg/L de AR reportado por Jensen et al.

(2014), Aguilar et al. (2002), Rodríguez et al. (2002) y Ruiz et al. (1997). Estos resultados demuestran alta concentración de materia biodegradable disponible para convertirse en biogás.

En cuanto a los sólidos (ST, SF, SV) son bajos comparados con Ortner et al. (2014). Las diferencias expuestas se deben a que el AR es diluida con el agua de lavado utilizada durante el proceso de beneficio. La baja concentración de sólidos en el reactor favorece la actividad metanogénica específica de los microorganismos (Le Hayric et al. 2011).

El contenido de grasa presente en el AR, indica la materia orgánica particulada disponible para ser hidrolizada a glicerol y a ácidos grasos volátiles de cadena larga (Ware & Power, 2016). La literatura reporta que para agua residual de frigorífico, el contenido de grasa se encuentra entre los 40 hasta los 710 mg/L dependiendo del proceso de beneficio (Caixeta et al. 2002, Rodríguez et al. 2002, Ruiz et al. 1997). Sin embargo, en este estudio el contenido de grasa fue de 2,68 mg/L, por efectos de dilución con agua de lavado del proceso. La concentración de grasa reportada en este estudio, permite inferir que la hidrólisis no es la etapa limitante del proceso, lo cual permite mayor velocidad de biodegradabilidad anaerobia.

Los valores de ART y AGV del AR, señalan que hay materia orgánica soluble fácilmente biodegradable disponible para ser metabolizada a acetato y posteriormente a biogás.

La estabilidad del proceso depende principalmente de los valores de pH y AT (Raposo et al. 2006). Los valores de pH y AT del AR son favorables para el arranque de procesos anaerobios (Ruiz et al. 1997).

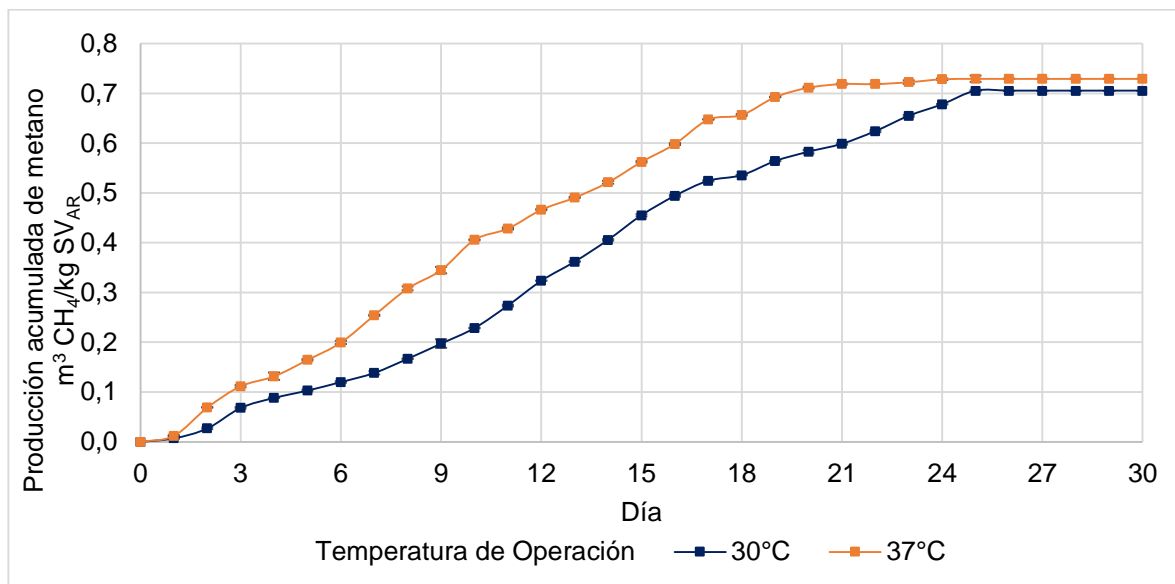
El nitrógeno total representa un potencial nutriente presente en el AR que puede ser recuperado en el digerido (producto del proceso anaerobio), y posteriormente utilizado como fertilizante o mejorador de suelos (Rivera González et al. 2012).

2.2 POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN

El potencial de biometanización del AR (PBM_{AR}) a las temperaturas de operación utilizadas en éste estudio, se presenta en la figura 1. La producción de biogás inició desde el primer día en todos los reactores. Lo anterior, es debido a las altas concentraciones de materia orgánica soluble fácilmente degradable presente en el AR. La máxima producción diaria de biogás se alcanzó los días 12, 15 y 11 con producciones de 17,3, 17,3 y 15,8ml respectivamente.

Teniendo en cuenta la producción acumulada de biogás, el estado estable del proceso fue alcanzado a los 19 días para el experimento realizado a 37°C y a los 24 días para el ensayo a temperatura de 30°C. Aun cuando las temperaturas evaluadas en este estudio corresponden al rango mesófilico, la temperatura de 37°C alcanzó la estabilidad al 60% de avance del proceso, esto es evidente dado que la actividad enzimática en el rango mesófilico es mayor en el intervalo de 35°C a 37°C (Khanal, 2008).

Figura 1. Potencial de Biometanización del agua residual del frigorífico (PBM_{AR}).



El máximo PBM_{AR} para cada uno de los ensayos fue de $0,73m^3 CH_4/kg SV$ y $0,71m^3 CH_4/kg SV$ para los ensayos realizados a $37^\circ C$ y $30^\circ C$, respectivamente. Por su parte, los blancos tuvieron un PBM de $0,03m^3 CH_4/kg SV$ y $0,02m^3 CH_4/kg SV$, a $37^\circ C$ y $30^\circ C$ respectivamente, demostrando que solo una parte despreciable del metano es producido por metabolismo endógeno del inóculo.

Desde el punto de vista microbiológico, el proceso de metanización se vio favorecido por la concentración de arqueas metanogénicas acetoclásticas $2,8 \times 10^4$ *NMP células/gSSV* presentes en el inóculo utilizado; porque particularmente este grupo trófico es un catalizador selectivo para la producción de biogás a partir de sustratos como el agua residual de plantas de beneficio bovino (Jensen et al. 2014).

Los rendimientos experimentales obtenidos en este estudio sobrepasan a los reportados por Massé et al. (2000) y Ortner et al. (2014) cuyos valores son

respectivamente 0,67 y 0,535 $m^3/kg SV$ añadido para aguas residuales de frigorífico, lo que indica que el proceso de DA del AR presenta altos rendimientos de producción de metano.

La cantidad de energía producida a partir del tratamiento del agua residual del frigorífico FOGASA es 25kWh/ m^3 de energía eléctrica y 50kWh/ m^3 de energía calórica. Estos valores fueron obtenidos teniendo en cuenta el factor de conversión reportado en la literatura (Lombardi & Tricase, 2009). El potencial energético del agua residual depende de la concentración de carga orgánica disponible para convertirse en biogás. En este caso, el biogás producido por el proceso de digestión anaerobia produciría 48% de la energía consumida mensualmente en el frigorífico.

De acuerdo con la literatura, el potencial de recuperación de energía de aguas residuales de matadero puede exceder los 400 GJ de energía térmica o 40 MWh de electricidad al día (Jensen et al. 2014). Esta energía eléctrica puede ser integrada al proceso de beneficio bovino, por ejemplo en el área de insensibilización, izado, desollado, corte del cadáver, entre otros, en las que se utilizan dispositivos eléctricos.

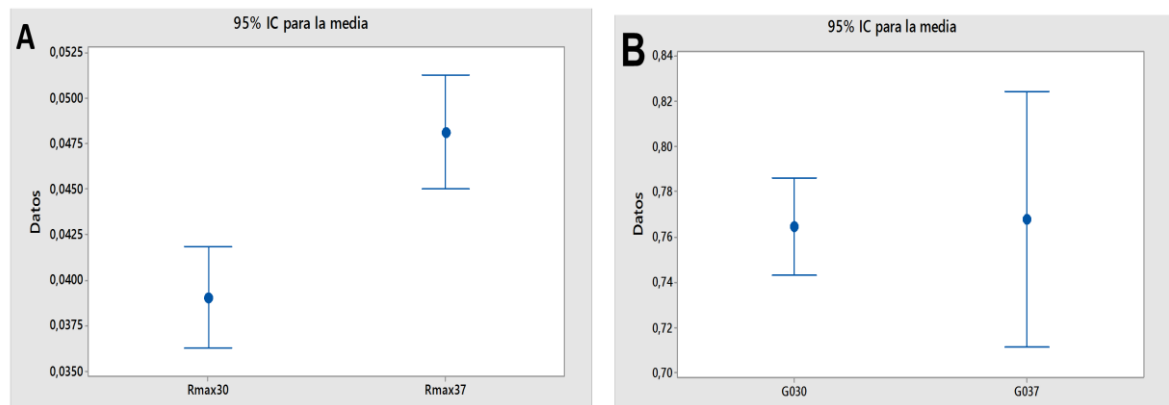
2.2.1 Análisis cinético. La tabla 2 presenta los parámetros cinéticos de la ecuación de *Gompertz*, estimados a partir de los datos experimentales de PBM_{AR}. La máxima producción de metano acumulado (G_0), para los ensayos a 37°C y a 30°C es de 0,77 y 0,76 $m^3 CH_4/kg SV$, respectivamente. Con respecto a la velocidad de producción diaria de metano (R_{max}), los resultados indican 0,05 $m^3 CH_4/kg SV d$ y 0,04 $m^3 CH_4/kg SV d$, a 37°C y 30°C respectivamente.

Tabla 2. Valores de las constantes de la ecuación cinética de *Gompertz* para las diferentes temperaturas de operación.

	Unidades	PBM _{AR} a 37°C	PBM _{AR} a 30°C
G_0	$m^3CH_4/kg SV$	0,77	0,76
R_{max}	$m^3CH_4/kg SV d$	0,05	0,04
λ	d	1,74	3,60

La comparación de medias para R_{max} representada en la figura 2(A) mostró que existen diferencias significativas (Valor $p=0,003$). Esto corrobora lo descrito en la literatura acerca de que la actividad enzimática depende de la temperatura y que los máximos valores de rendimiento diario se alcanzan a 37°C (Khanal, 2008). Sin embargo, en el caso del rendimiento acumulado (G_0), el análisis de medias (figura 2(B)) evidencia que no existen diferencias estadísticamente significativas (Valor $p=0,848$). A partir del análisis estadístico se infiere que es factible producir biogás a la temperatura ambiente donde se encuentra el frigorífico, reduciendo costos energéticos.

Figura 2. Análisis de medias para R_{max} (A) y G_0 (B) para 30°C y 37°C

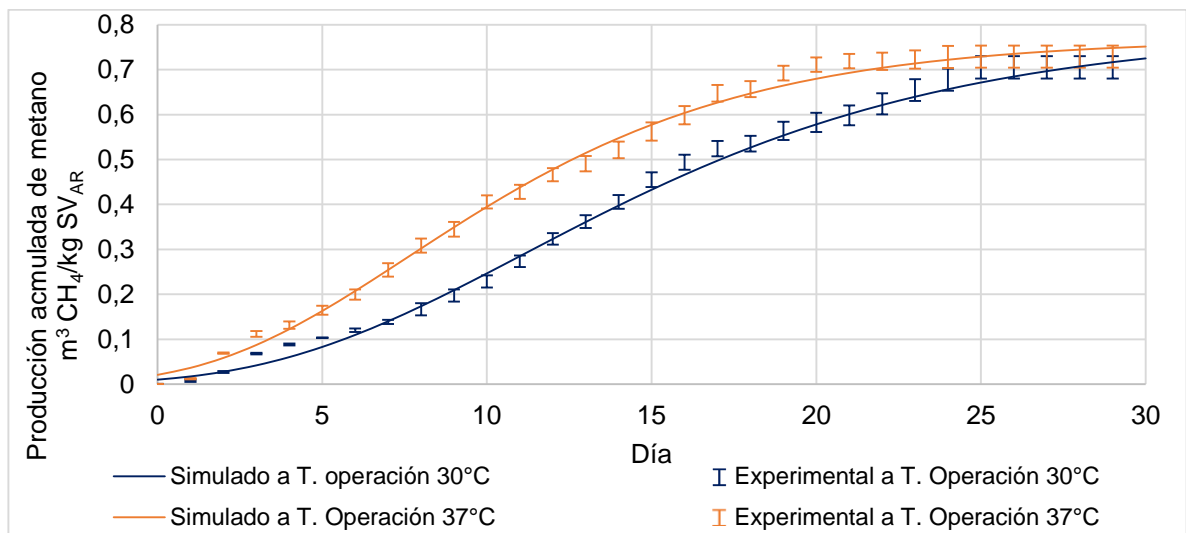


El parámetro (λ) que corresponde al tiempo de adaptación del inóculo al sustrato fue de aproximadamente 1 día y medio para el proceso realizado a 37°C, y de poco más de 3 días y medio cuando la digestión se llevó a cabo a 30°C. Estos datos se

correlacionan con la rapidez con la que el ensayo a 37°C alcanzó el estado estable (figura 1).

En la figura 3 se observa el comportamiento del PBM_{AR} experimental y el PBM_{AR} simulado con el modelo cinético de *Gompertz* modificado para cada una de las temperaturas evaluadas.

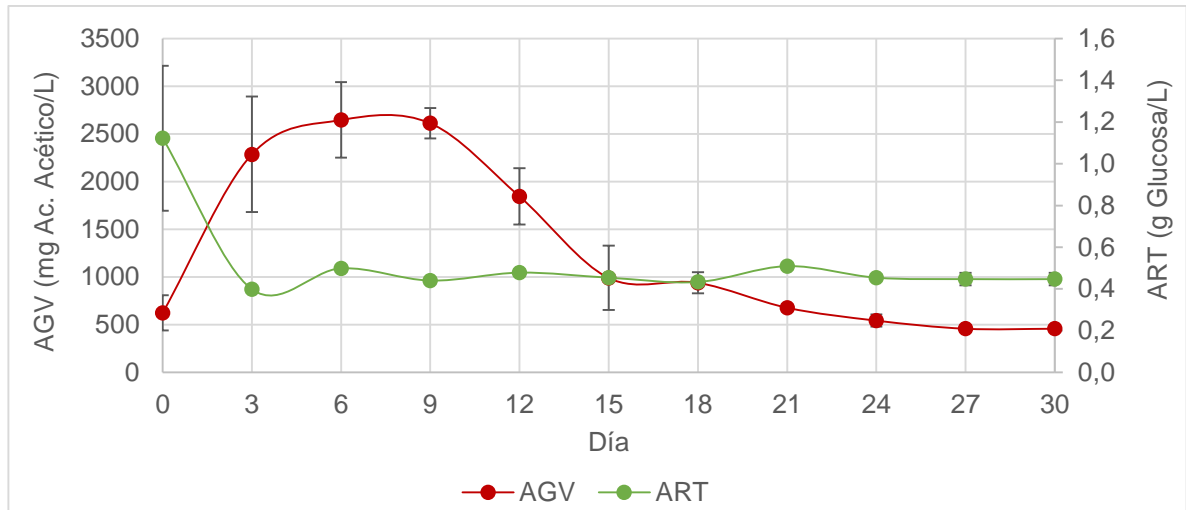
Figura 3. PBM del AR con datos experimentales y el modelo cinético de Gompertz a 30°C y 37°C.



La figura 4 muestra el comportamiento cinético de la materia orgánica soluble fácilmente biodegradable representada en términos de AGV y ART. En los tres primeros días se evidencia la máxima velocidad de consumo de ART por parte de los microorganismos acidogénicos, esta rápida degradación corresponde a la baja concentración de materia orgánica particulada en el agua residual. La actividad hidrolítica, definida como la reducción total de la concentración de azúcar fue de 0,7 mg/l (Quintero et al. 2012). De acuerdo a los resultados, es posible inferir que la

hidrólisis no es la etapa limitante del proceso anaerobio para el agua residual del frigorífico caso de estudio.

Figura 4. Cinética de consumo de AGV y ART.

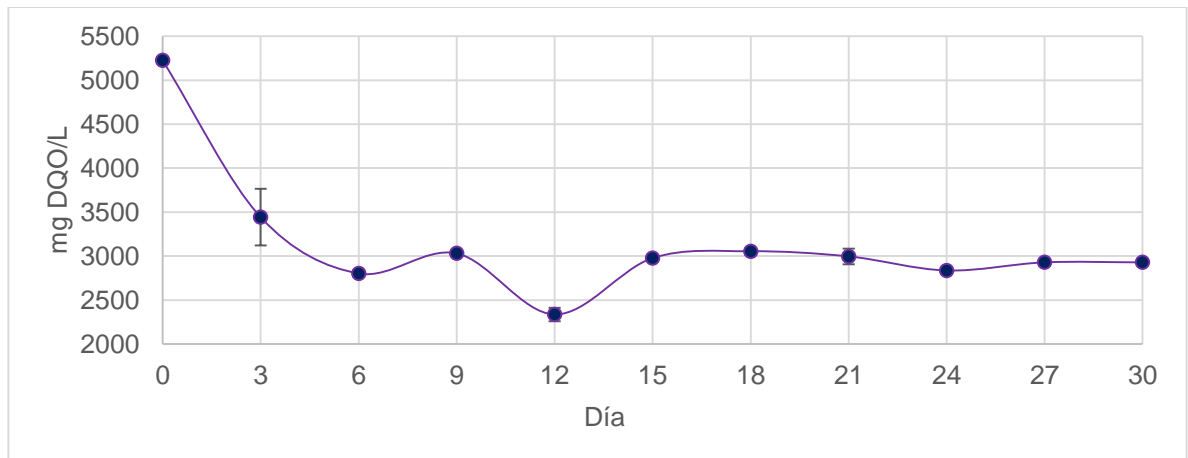


La máxima concentración de AGV (2.700mg/L) se alcanza en el día 6. Esta concentración corresponde a la hidrólisis de la grasa contenida en el agua residual. Con base en el estado del arte, valores de AGV cercanos a 3.000mg/L pueden afectar la producción de metano (Campos, 2001). Sin embargo, en este estudio, la concentración de AGV no afectó la producción de metano, puesto que el valor más bajo de producción de metano se obtuvo el día 18 cuando la concentración de AGV se redujo a 1.000mg/L . Según los resultados mostrados, se deduce que durante el proceso no se presentó inhibición por concentración de ácidos.

A partir del día 9 de digestión se observó disminución en la concentración de AGV lo que se atribuye a la actividad metabólica de los microorganismos acetogénicos (Martí, 2006).

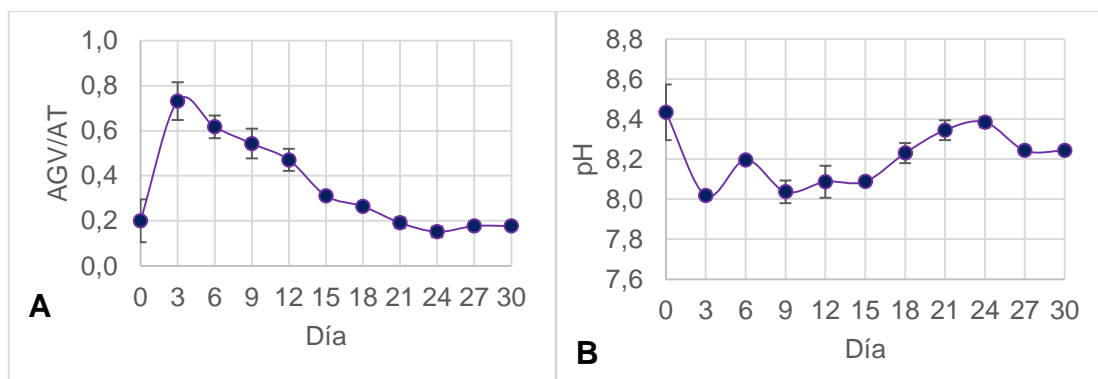
La estabilización de la materia orgánica del agua residual en términos de DQO se presenta en la figura 5. El porcentaje de reducción durante los 30 días del proceso de degradación anaerobia fue de 44%. Este porcentaje es bajo, comparado con las conversiones que alcanza la tecnología anaerobia. El resultado expuesto indica que el proceso está limitado por el tipo de operación (discontinua). Por lo anterior, se recomienda realizar el proceso en operación semi continua o continua. La literatura reportó porcentajes de remoción de DQO de 75% en procesos semi-continuos con residuos sólidos de frigorífico como sustrato a 30°C (Imran et al. 2014).

Figura 5. Demanda Química de Oxígeno (DQO)



2.2.2 Estabilidad del proceso. La estabilidad del proceso anaerobio a partir del agua residual, se evaluó en función del comportamiento de la relación AGV/AT y el pH (figura 6). Durante el tiempo de digestión se presentaron valores de relación AGV/AT en el intervalo entre 0,7 y 0,2, lo que demuestra que el proceso operó de forma estable sin riesgo de inhibición. Estos resultados se correlacionan con los obtenidos para el PBM_{AR}, considerando que la producción de metano obtenida en este estudio fue alta.

Figura 6. (a) Relación AGV/AT (b) Variación del pH



El comportamiento del pH fue estable en el rango entre 8,0 y 8,5. Durante los tres primeros días de digestión se observa una disminución del pH, la cual es causada por el aumento de la concentración de AGV (figura 4). El aumento de pH durante los días 15 a 24 se produjo por la alta capacidad del sistema para amortiguar los cambios de pH, como se señaló en la relación AGV/AT.

Valores de pH similares a los encontrados en este estudio, fueron reportados en la literatura para un proceso de digestión anaerobia de agua residual de frigorífico en un reactor UASB, donde el pH se mantuvo constante entre 7,5 y 8,5 (Caixeta et al. 2002).

3 CONCLUSIONES

- ✓ La carga orgánica presente en el agua residual generada durante el beneficio animal, indica los recursos disponibles para la recuperación de energía y nutrientes a partir del proceso de digestión anaerobia. La biodegradación anaerobia del agua residual se determinó mediante el potencial de biometanización, el cual alcanzó valores de 0,73 y 0,71 $m^3 CH_4/kg SV$ a las temperaturas de operación de 37°C y 30°C respectivamente.

- ✓ La producción de metano fue ajustada al modelo cinético de Gompertz con un R^2 : 0,9964. Los parámetros cinéticos obtenidos fueron: máxima producción de metano G_0 : 0,76 $m^3 CH_4/kg SV$; máxima velocidad de producción diaria de metano R_{max} : 0,04 $m^3 CH_4/kg SV d$ y tiempo de adaptación inóculo sustrato λ : 3,60 d para la temperatura de 30°C (temperatura ambiente del frigorífico). Los resultados obtenidos confirman que la digestión anaerobia es una tecnología viable para el tratamiento y valorización de aguas residuales procedentes del frigorífico FOGASA.

- ✓ El potencial energético del agua residual generada durante el beneficio animal depende de la concentración de carga orgánica disponible para convertirse en metano. En este estudio, la carga orgánica fue de 7.467 mg/L, alcanzando una conversión a energía eléctrica de 50kWh/ $m^3 AR$ y energía calórica de 25kWh/ $m^3 AR$, cuando el proceso es realizado a la temperatura ambiente (30°C) donde se encuentra ubicado el frigorífico.

4 RECOMENDACIONES

- Estudiar la digestión anaerobia del agua residual proveniente de un frigorífico en operación continua utilizando como fuente de inóculo el estiércol producido en el frigorífico

BIBLIOGRAFÍA

AccuWeather. (Noviembre de 2015). *AccuWeather*. Obtenido de Aguachica, Tiempo Meteorológico:

<http://www.accuweather.com/es/co/aguachica/101961/month/101961?monyr=10/01/2015>

AGUILAR, M., SÁEZ, J., LLORÉNS, M., SOLER, A., & ORTUÑO, J. (2002). Nutrient removal and sludge production in the coagulation–flocculation process. *Water Research*, 2.910-2.919.

Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. (26 de Junio de 1984). Decreto 1594 de 1984 Nivel Nacional. *Por el cual se reglamenta el usos del agua y residuos líquidos*. República de Colombia. Obtenido de Secretaría General de la Alcaldía Mayor de Bogotá D. C.: <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=18617>

ALZATE MONCADA, M., & QUINTERO SILVA, M. (In press). Caracterización de grupos tróficos durante un proceso de digestión anaerobia con lodo estiércol bovino usando un método de bajo costo. *Revista Ion*.

ANGELIDAKI, I., ALVES, M., BOLZONELLA, D., BORZACCONI, L., CAMPOS, J. L., GUWY, A. J., . . . 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 & Technology*, 927-934.

APHA, AWWA & WEF. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington, D.C.: American Public Health Association.

BROWNE, J. D., ALLEN, E., & MURPHY, J. D. (2013). Evaluation of the biomethane potential from multiple waste streams for a proposed community scale anaerobic digester. *Environmental Technology*, 13-14.

CAIXETA, C., CAMMAROTA, M., & XAVIER, A. (2002). Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. *Bioresource Technology*, 81, 61-69.

CAMPOS POZUELO, A. (2001). Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. *Para optar al grado de Doctor Ingeniero Agrónomo. Lleida: Universidad de Lleida: Departamento del Medio Ambiente.* .

CHAUX, G., ROJAS, G., & BOLAÑOS, L. (2009). Producción más limpia y viabilidad de tratamiento biológico para efluentes de mataderos en pequeñas localidades. Caso: Municipio de El Tambo (Colombia). *Rev. Bio. Agro*, 7, 102-114.

CUETOS, M., GÓMEZ, X., OTERO, M., & MORÁN, A. (2008). Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, 40, 99-106.

DANE. (25 de Noviembre de 2015). *Sacrificio de ganado -ESAG-*. Obtenido de DANE: <http://www.dane.gov.co/index.php/agropecuario-alias/estadisticas-de-sacrificio-de-ganado-esag>

DE CASTRO CARDOSO PEREIRA, P. M., & DOS REIS BALTAZAR VICENTE, A. F. (2013). Meat nutritional composition and nutritive role in human diet. *Meat Science*, 586-592.

DENG, L., YANG, H., LIU, G., ZHENG, D., CHEN, Z., LIU, Y., . . . LEI, Y. (2014). Kinetics of temperature effects and its significance to the heating strategy for anaerobic digestion of swine wastewater. *Applied Energy*, 134, 349-355.

FAO. (Enero de 1996). *Departamento de Agricultura y Protección del Consumidor*. Obtenido de Repositorio de documentos de la FAO:

<http://www.fao.org/wairdocs/lead/x6114e/x6114e04.htm#2.%20SLAUGHTERHOUSES>

FAO. (26 de Noviembre de 2014). *Organización de la Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura*. Obtenido de Departamento de Agricultura y Protección del Consumidor: http://www.fao.org/ag/againfo/themes/es/meat/backgr_sources.html

IMRAN AHMAD, M., EJAZ, O., ALI, A., JAHANGIR DURRANI, M., & AHMED KHAN, I. (2014). Anaerobic digestion of waste from slaughterhouse. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 1317-1320.

JENSEN, P., SULLIVAN, T., CARNEY, C., & BATSTONE, D. (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.

JOBLING PURSER, B. J., THAI, S. M., FRITZ, T., ESTEVES, S. R., DINSDALE, R. M., & GUWY, A. J. (2014). An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop, animal slurry and food waste. *Water Environment Research*, 64, 162-170.

KAFLE, G., & CHEN, L. (2015). Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manures and prediction of biochemical methane potential (BMP) using different statistical models. *Waste Management*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.021>.

KHANAL, S. K. (2008). *Anaerobic Biotechnology for bioenergy Production: Principles and Applications*. Iowa, USA: Blackwell Publishing.

LE HYRAC, R., CHARDIN, C., BENBELKACEM, H., BOLLON, J., BAYARD, R., ESCUDIÉ, R., & BUFFIÉRE, P. (2011). Influence of the substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate. *Bioresource Technology*, 822-827.

LIZARAZO BECERRA, J., & ORJUELA GUTIÉRREZ, M. (2013). Sistemas de Plantas de Tratamiento de aguas residuales en Colombia. *Monografía para optar el título de Especialización en Administración Pública. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia: Facultad de Medicina.*

LOMBARDI, M., & TRICASE, C. (2009). State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: Technical-economic considerations. *Renewable Energy*, 477-485.

MARTÍ ORTEGA, N. (2006). *Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process*. Florida, USA: Boca Raton.

MASSÉ, D., MASSÉ, L., & BOURGEOIS, N. (2000). Anaerobic processing of slaughterhouse wastewater in a SBR. *Agriculture and Agri-Food Canada*, In press.

MILLER, G. (1959). Use of Dinitrosalicylic acid Reagent for Determination of Reducing Sugar. *Analytical Chemistry*, 31, 456-428.

Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. (Diciembre de 2009). *Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural*. Obtenido de Sistema de información de gestión y desempeño de organizaciones de cadenas: http://sioc.minagricultura.gov.co/templates/sioc_cadenas/docs/1189.pdf

Ministerio de Salud y Protección Social. (31 de enero de 2013). Resolución Número 00000240. *Por el cual se establecen los requisitos sanitarios para el funcionamiento de las plantas de beneficio animal de las especies bovina, bufalina y porcina, plantas de desposte y almacenamiento de carne y productos cárnicos comestibles*. República de Colombia.

MORENO, J., MORAL, R., GARCÍA MORALES, J., PASCUAL, J., & BERNAL, M. (2007). *Aspectos biológicos de la digestión anaeróbica II.2*. Madrid, España: Mundi-Prensa.

ORTNER, M., LEITZINGER, K., SKUPIEN, S., BOCHMANN, G., & FUCHS, W. (2014). Efficient anaerobic mono-digestion of N-rich slaughterhouse waste: Influence of ammonia, temperature and trace elements. *Bioresource Technology*, 222-232.

QUINTERO, M., CASTRO, L., ORTIZ, C., GUZMAN, C., & ESCALANTE, H. (2012). Enhancement of starting up anaerobic digestion of lignocellulosic substrate: fique's bagasse as an example. *Bioresource Technology*, 8-13.

RAPOSO, F., BANKS, C., SIEGERT, I., HEAVEN, S., & BORJA, R. (2006). Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochemistry*, 41, 1444-1450.

RIVERA GONZÁLEZ, D., PLATA MARTÍNEZ, L., CASTRO MOLANO, L., GUZMÁN LUNA, C., & ESCALANTE HERNÁNDEZ, H. (2012). Aprovechamiento del subproducto sólido de la digestión anaerobia del bagazo de fique (*furcraea macrophylla*) para el acondicionamiento de suelos. *Revista Ion*, 25-34.

RODRÍGUEZ MARTÍNEZ, J., RODRÍGUEZ GARZA, I., PEDRAZA FLORES, E., BALAGURUSAMY, N., SOSA SANTILAN, G., & GARZA GARCÍA, Y. (2002). Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresource Technology*, 85, 235-241.

RUIZ, M., VEIGA, P., & BLÁZQUEZ, R. (1997). Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. *Bioresource Technology*, 251-258.

SANTANA, A., CAMACHO, C., ESTÉVEZ, L., GARCÍA, G., GÓMEZ, M., GUTIÉRREZ, J., . . . BALLESTEROS, H. (2009). *Agenda prospectiva de investigación y desarrollo tecnológico para la cadena cárnica bovina de Colombia*. Bogotá D.C.

SLIMANE, K., FATHYA, S., ASSIA, K., & HAMZA, M. (2014). Influence of inoculums/substrate ratios (ISRs) on the mesophilic anaerobic digestion of slaughterhouse waste in batch mode: Process stability and biogas production. *Energy Procedia*, 50, 57-63.

WARE, A., & POWER, N. (2016). What is the effect of mandatory pasteurisation on the biogas transformation of solid slaughterhouse wastes? *Waste Management*, 50, 503-512.