

Evaluación del pretratamiento térmico en la digestión anaeróbica de aguas residuales del
lavado estomacal del beneficio bovino

Zuli Tatiana Pérez Nieto

Trabajo de Grado para Optar el título de Ingeniera Química

Director

Humberto Escalante Hernández

Ingeniero químico, PhD

Codirector

Zamir Sánchez castro

Ingeniero químico, Msc

Universidad industrial de Santander

Facultad de ingenierías fisicoquímicas

Escuela de ingeniería química

Bucaramanga

2020

A Dios por bendecirme todos los días, por poner en mi camino risas, por iluminar mi vida y porque tengo a los que más quiero junto a mí.

A la Sra. Hermencia y don Enrique, mis padres, quienes con su amor y comprensión siempre me han sabido guiar por el camino de la vida, ellos son mi motor y mi mayor inspiración. Esto es por y para ustedes.

A mis Pérez, mis guardaespaldas de siempre, mis queridos hermanos, a Fabian, Jhon y Andersiño, los hombres de mi vida. Gracias por apoyarme en cada momento de mi vida, mi respeto y amor, siempre.

A mi amor, Cristian Felipe por tomarme de la mano y enseñarme lo más bonito de la vida, por su apoyo, paciencia y comprensión. Gracias por amarme tanto y motivarme a nunca rendirme, gracias a Dios por ti.

A mis compañeros de vida, mis amigos de siempre, a mis ingenieros Luque, mechas y jeka que me alegran la vida con su charlas y consejos, los que siempre están ahí, sacándome una sonrisa, motivándome y apoyándome. Son una gran bendición de Dios en mi vida, gracias por tantos años juntos. ¡Lo logramos! ¡4 de 4! Son los mejores.

A lo más bonito que me dejó la U, mis amigas Lina Giseth y Anastasia, la amistad más espontánea y auténtica que pude hallar en este camino. Gracias por las risas, el cariño desmedido, el apoyo incondicional y por querer tal cual, y como es, este pechito. Son un gran ejemplo de valor y nobleza, que orgullo tenerlas de amigas. Gracias por las trasnochadas juntas y las arepitas con chocolate, siempre las llevaré en mi corazón.

ZULI TATIANA PEREZ NIETO

Agradecimientos

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

Al profesor Humberto Escalante Hernández por la confianza y el compromiso, por su orientación durante este proceso de aprendizaje, por permitirnos crecer como profesionales y como personas.

A mi codirector Zamir Sánchez Castro por guiarme, por la confianza, por compartir sus conocimientos y ser mi guía durante este proyecto.

Tabla de contenido

Introducción	12
1. Marco teórico.....	14
1.1. Proceso de beneficio bovino	14
1.2. Digestión anaerobia	14
1.3. Biogás	15
1.4. Digerido	16
1.5. Contenido ruminal	16
2. Estado del Arte.....	17
3. Objetivos.....	20
3.1. Objetivo general.....	20
3.2. Objetivos específicos.....	20
4. Metodología.....	20
4.1. Etapa 1. Recolección y caracterización del sustrato e inóculo.....	21
4.2. Etapa 2. Efecto del Pretratamiento Térmico Sobre el rendimiento de CH ₄ , la remoción de materia orgánica y biodegradabilidad de las AE.....	22
4.2.1. Pretratamiento térmico.....	22
4.2.2. Ensayos de PBM.....	22
4.2.3. Remoción de Materia Orgánica	23
4.2.4. Recuperación de Nutrientes	23
4.2.5. Biodegradabilidad.....	24

4.3. Etapa 3. Efecto del pretratamiento térmico sobre la cinética de degradación de las AE.....	24
5. Resultados.....	25
5.1. Etapa 1. Recolección y caracterización del sustrato e inóculo.	25
5.2. Etapa 2. Efecto del Pretratamiento Térmico Sobre el rendimiento de CH ₄ , la remoción de materia orgánica y biodegradabilidad de las AE.	27
5.3. Etapa 3. Efecto del pretratamiento térmico sobre la cinética de degradación de las AE.....	31
6. Conclusiones.....	35
Bibliografía.....	37
Apéndices.....	41

Lista de figuras

Figura 1. Potencial de biometanizacion para las AEc y AEp	27
Figura 2. Concentracion de iones amonio y ortofosfato en las AEc y AEp	31
Figura 3. Comparación de los modelos cinéticos de primer orden y Gompertz modificado de la degradación anaeróbica de las AE. A) AEc B)AEp	33

Lista de tablas

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del inculo.....	22
Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de las AE del beneficio bovino.	26
Tabla 3. Remoción de SV, biodegradabilidad (fd), potencial de estruvita (PES).	29
Tabla 4. Parámetros cinéticos de los modelos de primer orden y Gompertz modificado.	32

Lista de apéndices

Apéndice A. Determinación de potencial de biometanización	43
Apéndice B. Solidos totales y solidos volátiles.....	44
Apéndice C. Demanda química de oxígeno	45

Lista de acrónimos

AE: Aguas estomacales

AS: Aguas de sacrificio

AV: Aguas de vísceras

AC: Aguas de corral

AEc: Aguas estomacales crudas

AEp: Aguas estomacales pretratadas

AGVS: Ácidos Grasos Volátiles

AT: Alcalinidad Total

AME: Actividad metanogénica específica

AHE: Actividad hidrolítica específica

DA: Digestión Anaerobia

DQO: Demanda Química de Oxígeno

ES: Estruvita

PBB: Planta de beneficio bovino

PBM: Potencial de biometanización

PES: Potencial de estruvita

RIS: Relación inóculo/sustrato

SV: Sólidos Volátiles

Resumen

TÍTULO: EVALUACIÓN DEL PRETRATAMIENTO TÉRMICO EN LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE AGUAS RESIDUALES DEL LAVADO ESTOMACAL DEL BENEFICIO BOVINO *

AUTOR: Zuli Tatiana Pérez Nieto**

PALABRAS CLAVES: Sacrificio bovino, aguas estomacales, digestión anaeróbica, pretratamiento térmico, material lignocelulósico, potencial de biometanización.

DESCRIPCIÓN

El proceso de una planta de beneficio bovino consta de varias etapas en donde se generan diferentes tipos de residuos como, por ejemplo: estiércol, sangre, vísceras y aguas residuales. Estas aguas se pueden clasificar en cuatro corrientes; Aguas de corral, aguas residuales de sacrificio, aguas de lavado de vísceras blancas y aguas de lavado estomacal (AE), las cuales arrastran todo el contenido ruminal procedentes de la apertura de panzas, por lo tanto, poseen un elevado porcentaje de material lignocelulósico. La digestión anaeróbica (DA) es una alternativa aplicable para el tratamiento de estas aguas de lavado estomacal, sin embargo, durante la DA de las AE la fase de hidrólisis se ve afectada por el alto contenido de compuestos lignocelulósicos que afectan la fase de hidrólisis y limitan la DA. En este sentido, el presente trabajo evaluó el efecto del pretratamiento térmico a alta temperatura sobre el desempeño de la digestión anaeróbica de las AE, además de analizar el efecto en la remoción de materia orgánica y la recuperación de nutrientes. Los resultados encontrados mostraron una remoción de materia orgánica de 18.62%SV y de 48.76%SV para las AEc y AEp respectivamente. Por otra parte, la biodegradabilidad de las AE paso de 0.78 a 0,95 destacándose un aumento significativo después de la aplicación del pretratamiento. Además, se determinó el potencial de biometanización (PBM) de las AEc y AEp a temperatura mesofílica donde se obtuvo un rendimiento de 0.35 m³CH₄ kg-1SV y 0.45 m³CH₄ kg-1SV respectivamente. Es decir que el pretratamiento térmico ocasiono un incremento cercano al 29% en la producción de CH₄. lo anterior demuestra que las AE son un sustrato adecuado para valorizarse por DA. Adicionalmente, se encontró que el digerido de las AE se puede utilizar como materia prima para la recuperación de nutrientes N y P con un potencial de estruvita de 0.42 kg ES m⁻³AE.

*Trabajo de grado

**Facultad de ingenierías fisicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Humberto Escalante Hernández PhD en Ingeniería Química. Codirector: Zamir Sánchez Castro MSc en Ingeniería Química.

Abstract

Title: EVALUATION OF THE THERMAL PRETREAT IN THE ANAEROBIC DIGESTION OF WASTEWATER FROM STOMACH WASHING OF BOVINE RENDERING.*

Author: Zuli Tatiana Pérez Nieto**

Keywords: bovine slaughter, stomach waters, washing stomach, anaerobic digestion, thermal pretreatment, lignocellulosic material, biomethanization potential.

Description

The process of a bovine rendering plant consists of several stages where different types of waste are generated, such as: manure, blood, viscera and wastewater. These waters can be classified in four streams; poultry water, slaughter wastewater, water for washing white guts and water for washing stomach (AE); which carry over all the rumen content from the opening of the bellies, and therefore have a high percentage of lignocellulosic material. Anaerobic digestion (AD) is an applicable alternative for the treatment of these stomach washing waters, however, during AD of EC the hydrolysis phase is affected by the high content of lignocellulosic compounds that affect the hydrolysis phase and limit AD. In this aspect, the present work evaluated the effect of high temperature thermal pretreatment on the performance of the anaerobic digestion of ECs, in addition to analyzing the effect on the removal of organic matter and the recovery of nutrients. The results showed an organic matter removal of 18.62%SV and 48.76%SV for CEAs and PEAs respectively. On the other hand, the biodegradability of the EC went from 0.78 to 0.95, with a significant increase after the application of pre-treatment. In addition, the biomethanization potential (PBM) of cEA and pEA was determined at mesophilic temperature where a yield of 0.35 m³CH₄ kg⁻¹SV and 0.45 m³CH₄ kg⁻¹SV respectively was obtained. In other words, the thermal pretreatment caused an increase of nearly 29% in CH₄ production. The above demonstrates that EC is a suitable substrate to be valorized by DA. Furthermore, it was found that the EC digest can be used as a raw material for the recovery of N and P nutrients with a struvite potential of 0.42 kg ES m⁻³AE.

*Degree work

** Faculty of physical-chemical engineering. School of Chemical Engineering. Director: Humberto Escalante Hernández PhD in Chemical Engineering. Co-Director: Zamir Sánchez Castro MSc in Chemical Engineering.

Introducción

Durante el proceso de beneficio bovino (PBB) se consumen entre 1.14 y 4.22 m³ de agua potable por cada animal sacrificado (Jensen, 2014) y se generan 4 corrientes de aguas residuales: *i*) aguas de lavado de corrales (AC), *ii*) aguas de la zona de sacrificio (AS) *iii*) aguas de lavado de vísceras blancas (AV) y *iv*) aguas de lavado estomacal (AE). Estas aguas residuales se caracterizan por poseer una demanda química de oxígeno (DQO) entre 2,000 mg/L (Caixeta, 2002) y 20,400 mg /L (Saddoud y Sayadi, 2002), por lo cual deben ser tratadas antes de su disposición final (Bustillo, 2012).

En Colombia las PBB realizan un tratamiento fisicoquímico primario a sus aguas residuales, el cual consta generalmente de flotación (DAF), floculación y coagulación (Ministerio de ambiente, 2015). Estos procesos requieren inversiones económicas importantes y no permiten la valorización de los residuos. En este sentido, la digestión anaeróbica (DA) ha demostrado ser una alternativa viable para el tratamiento y valorización de las aguas residuales del PBB, dado que permite la remoción de materia orgánica, la obtención de biogás y el reciclaje de nutrientes (digerido) (Marti-Herrero, 2018).

Gran parte de la carga orgánica (20-30%), del fósforo (40-50%) y del nitrógeno (11-18%) de los efluentes del PBB los aporta el contenido ruminal de las aguas de lavado estomacal (AE) (Jensen, 2014). Estudios anteriores han demostrado que gran parte del nitrógeno (N) y el fosforo (P) de las AE puede ser recuperado en el digerido del proceso de DA (Jensen, 2016). Sin embargo, el material lignocelulósico de las AE se caracteriza por poseer una baja tasa de hidrólisis; con coeficientes de hidrólisis entre 0.10 d⁻¹ (Jensen, 2016) y 0.12 d⁻¹ (Astals *et al.*, 2014), lo cual conlleva a una baja biodegradabilidad anaeróbica. Estudios previos demuestran que el uso de pretratamientos permite mejorar notablemente la digestión anaeróbica de los residuos lignocelulósicos (Kainthola *et al.*, 2019). El costo asociado al uso de productos

químicos o enzimas empleadas, la posible corrosión de los reactores por la adición de productos químicos y la dificultad de su eliminación son factores que limitan el uso de estos pretratamientos químicos y biológicos (Méndez, 2018). Por su parte, el pretratamiento térmico ha sido el más utilizado debido a la buena relación entre sencillez de aplicación y resultados obtenidos, además, ha demostrado ser el más factible en términos energéticos y económicos (Cho y Soon, 1995).

La viabilidad de la DA de un sustrato se evalúa mediante ensayos de potencial de biometanización (PBM), los cuales permiten determinar rendimiento máximo de CH₄ y las velocidades de degradación (Hejnfelt y Angelidaki, 2009). Así mismo, los ensayos de PBM son una herramienta utilizada para estudiar el efecto de los pretratamientos sobre el proceso de DA. Por ejemplo, Senol et al (2020) realizaron ensayos de PBM de estiércol bovino, ensilaje de maíz y pulpa de remolacha retratados a altas temperaturas (entre 100°C y 180 °C). Los resultados indican incrementos entre 42 y 100% en la producción de biogás. No obstante, los estudios sobre la DA de AE pretratadas térmicamente son limitados. Jensen et al (2016) evaluaron el pretratamiento térmico a baja temperatura (50 °C por 4-6 días) de la fase sólida de una corriente de AE. Los autores no encontraron diferencias significativas en la tasa de hidrólisis y la biodegradabilidad, cuando se comparó el proceso de DA del sustrato pretratado y el sustrato sin pretratar. Trabajos sobre pretratamientos térmicos a altas temperaturas para la DA de AE no han sido reportados en la literatura

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo de grado fue evaluar mediante ensayos de PBM el efecto del pretratamiento térmico a alta temperatura sobre la DA de AE. De esta manera, a partir de la experimentación, se respondió la pregunta de investigación ¿Cuál es el efecto del pretratamiento térmico a alta temperatura sobre el rendimiento de CH₄, la remoción de materia orgánica, la recuperación de nutrientes (N y P), la biodegradabilidad anaeróbica y la cinética de degradación, durante la DA de AE?

1. Marco teórico

1.1. Proceso de beneficio bovino

El proceso de beneficio bovino inicia con la recepción de las reses, su inspección antemorten y el lavado de estas. Posteriormente se conduce la res a la zona de sacrificio donde se aturde, degüella, desuella, se separan sus partes (cabeza, extremidades y vísceras) y se divide en canal. La canal se transporta a la zona de refrigeración. Los estómagos e intestinos se conducen a la zona de apertura de panzas, donde se les remueve su contenido ruminal. Por último, las panzas e intestinos vacíos se limpian con agua caliente. De esta manera, el proceso de beneficio bovino consume grandes cantidades de agua potable, generando cuatro corrientes de aguas residuales (Jensen et al., 2014).

Aguas de corral (AC): recolectadas de la zona de corrales; debido al lavado de los animales y camiones de transporte contienen estiércol diluido.

Aguas residuales de sacrificio (AS): generadas en la zona de sacrificio, las cuales contienen parte de la sangre de los animales y por tanto son ricas en proteínas.

Aguas de lavado de vísceras blancas (AV): aguas calientes producidas en el lavado de vísceras; se caracterizan por contener partículas de grasa y carne.

Aguas de lavado estomacal (AE): procedentes de la apertura de panzas, las cuales arrastran todo el contenido ruminal.

1.2. Digestión anaerobia

Este es un proceso de digestión natural en donde se degrada la materia orgánica (sustrato) por la acción de varios grupos de bacterias (inoculo) que pueden ser anaerobias facultativas o anaerobias estrictas; se basa en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Cvetkovski y Litonjua, 2012).

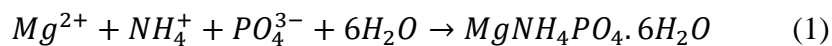
En la primera etapa también llamada despolimerización, es llevada a cabo por enzimas extracelulares llamadas hidrolasas que descomponen los polímeros orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) en monómeros simples y solubles (azúcares, aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y glicerol). Por acción de las bacterias acidogénicas los monómeros y azúcares son transformados en ácidos grasos volátiles (ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico), alcoholes (metanol y etanol), hidrógeno (H_2) y dióxido de carbono (CO_2). Posteriormente, a partir de ácidos grasos de cadena corta y cadena larga (etanol y de los ácidos propiónico y butírico) se obtiene ácido acético (CH_3COOH), H_2 y CO_2 ; esto debido a la actividad de las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno (Cvetkovski y Litonjua, 2012). Al mismo tiempo, las bacterias homoacetogénicas producen CH_3COOH a partir del H_2 y del CO_2 liberado (Bustillo, 2015; Viveros, 2016). Finalmente, los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión. Las arqueas metanogénicas acetoclásticas, metilotróficas e hidrogenotróficas transforman el CH_3COOH , el metanol y la combinación de CO_2 e H_2 , respectivamente en metano (CH_4) y CO_2 (Ortega, 2006).

1.3. Biogás

El biogás es un producto de la digestión anaeróbica, con una composición entre 55 – 70% metano (CH_4), 30 – 45% dióxido de carbono (CO_2) y contiene trazas de otros gases como hidrógeno, nitrógeno y sulfuro de hidrógeno. El contenido energético en 1 m^3 de biogás es aproximadamente 6 kWh/m^3 , por tanto, se puede utilizar como fuente de energía para calefacción, alumbrado y electricidad (Hilbert, 2003). El rendimiento de metano de un sustrato se determina mediante el potencial de metanización (PBM), la cual determina la producción de CH_4 por unidad de materia orgánica inicial dada en sólidos volátiles (SV) o demanda química de oxígeno (DQO) (Mendez, 2018). En este sentido, el PBM es una herramienta que permite evaluar la viabilidad de un proceso de DA a escala real (Gomez y Jimenez, 2016).

1.4. Digerido

El digerido es el lodo o corriente acuosa que se obtiene como subproducto del proceso de DA, el cual está formado por materia orgánica, biomasa microbiana y nutrientes como nitrógeno y fósforo, (Varnero, 2011; Lorenzo y Obaya, 2005). El N y el P pueden ser recuperados mediante la precipitación de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$). La estruvita es un mineral cristalino blanco no oloroso que se forma por la interacción de iones de magnesio (Mg^{2+}), amonio (NH_4^+) y ortofosfato (PO_4^{3-}) en medio acuoso, según la ecuación 1 (Kataki, 2016).



La estruvita es una fuente renovable de nutrientes que puede ser utilizada como fertilizante. De esta forma, la DA permite el reciclaje de nutrientes, reduciendo el consumo de fertilizantes de origen fósil usados comúnmente (Wellinger, 2013).

1.5. Contenido ruminal

El contenido ruminal bovino es un componente predigerido que se encuentra ubicado en el primer estómago del ganado bovino o vacuno, por lo cual, es un residuo generado en su sacrificio (Rios y Ramirez, 2012). El contenido ruminal se encuentra compuesto principalmente de material lignocelulósico. La biomasa lignocelulósica es rica en polímeros (celulosa, hemicelulosa y lignina) envueltos en una estructura compleja, por lo cual es difícil de digerir. Durante la DA la lignina que es la que limita la hidrólisis de la celulosa y la posterior fermentación (Gomez y Jimenez, 2016). No obstante, se ha demostrado que el uso de pretratamientos permite incrementar su biodegradabilidad. Los métodos de pretratamiento no

mecánicos (químicos, térmicos y biológicos) proporcionan una mayor selectividad en cuanto a la selección de la macromolécula a extraer, además presentan requerimientos energéticos menores que los pretratamientos mecánicos (Álvarez, 2017). Aún no se ha encontrado uno que optimice el proceso de manera generalizada, sin embargo, el pretratamiento térmico se caracteriza por obtener la mayor viabilidad en cuanto a términos económicos/energéticos (Cho y Soon, 1995).

El pretratamiento térmico es un proceso donde la biomasa se expone a altas temperaturas. La efectividad de la hidrólisis térmica dependerá del tipo de biomasa y de la utilización de temperaturas sobre 190 °C, en este último caso se puede producir un efecto de disminución de biodegradabilidad por la posible formación de compuestos recalcitrantes a esas temperaturas (Mendez, 2018).

2. Estado del Arte.

Las aguas de lavado estomacal es un importante desecho producido por las plantas de beneficio con opciones limitadas para su correcto tratamiento debido a su alto contenido en material lignocelulósico. La DA es muy efectiva especialmente para reducir los volúmenes de desecho y para la recuperación de recursos.

A pesar de que existen muchos estudios sobre la DA de materiales lignocelulósicos, los trabajos sobre DA de AE son limitados. Jensen et al (2014) realizaron un estudio sobre la recuperación de nutrientes de aguas de matadero mediante la digestión anaerobia; Los resultados indican que, aunque la recuperación de nutrientes (fosforo) fue viable y se obtuvo un PBM de 250 a 300 L CH₄/kg SV, puede mejorarse significativamente utilizando tratamientos primarios especializados en cada corriente de agua residual. Posteriormente Jensen et al (2016) realizaron la filtración de las aguas estomacales y evaluaron el PBM de la fase líquida y la fase sólida por separado, encontrando un PBM de 337 L CH₄/ kg SV y 242 L

CH₄/ kg SV respectivamente. Adicionalmente llevó a cabo la DA por fases de temperatura de la fase solida de AE en un proceso termofílico y mesofílico, encontrando una producción de metano de 230 L CH₄/ kg SV, que es un alto nivel de rendimiento considerando que el sustrato utilizado era relativamente lento para degradarse ($k = 0.1 \text{ d}^{-1}$).

Así mismo, estudios realizados con otros tipos de materiales lignocelulósicos (como: residuos de yuca, residuos de caña de azúcar, microalgas, residuos, entre otros.) han demostrado que la aplicación de pretratamientos mejora el rendimiento de la DA. López et al (2013) estudiaron los efectos de varios pretratamientos químicos (NaOH, H₂SO₄ Y H₂O₂) sobre los residuos lignocelulósicos de la producción de yuca, encontrando que el material que se trató con NaOH obtuvo mayor porcentaje de remoción de lignina y así hubo una mayor concentración de azúcares durante la hidrólisis enzimática. Este tipo de pretratamiento alcalino también han sido estudiado a la par con otros pretratamientos, por ejemplo, Cho et al (2013) evaluó la aplicación de pretratamientos térmicos, ultrasónicos y alcalinos en biomasa mixta de microalgas para mejorar la producción de metano anaeróbico, en esta ocasión ellos determinaron que el aumento de la solubilización no fue seguido proporcionalmente por el aumento de la producción de metano y La mayor productividad de metano fue lograda por el pretratamiento térmico a 120 °C. Méndez (2018) trabajó en la Optimización de la digestión anaerobia de microorganismos fotosintéticos utilizando pretratamiento térmico y uso de cianobacteria. En este caso el autor halló que el tratamiento térmico a 120°C durante 40 min produjo la mayor biodegradabilidad anaeróbica y duplicó la producción de metano. Senol et al (2020) estudio la DA de estiércol de ganado, ensilaje de maíz y mezclas de pulpa de remolacha azucarera después del pretratamiento térmico, hallando que el tiempo de aplicación del tratamiento térmico aumenta el rendimiento de biogás hasta un tiempo de 60 min, pero que después de los 60 min no hubo un aumento significativo en la producción de biogás, por lo cual se consideró que 60 min es el mejor tiempo para el tratamiento térmico.

Con base en la revisión del estado de arte se puede concluir que el pretratamiento térmico ha sido el que mayor viabilidad ha presentado dado que su requerimiento energético es menor comparado con el necesario en los otros pretratamientos y a partir de su aplicación se obtiene más energía. En ese sentido, a la fecha solo el estudio de Jensen et al (2016) ha evaluado el pretratamiento a baja temperatura de la fase sólida de una corriente de AE. Sin embargo, en la literatura no se encuentran resultados sobre el efecto del pretratamiento térmico a altas temperaturas sobre la DA de AE.

3. Objetivos.

3.1. Objetivo general.

- Evaluar el efecto del pretratamiento térmico a alta temperatura sobre el desempeño de la digestión anaeróbica de aguas residuales de lavado estomacal provenientes de una planta de beneficio bovino.

3.2. Objetivos específicos.

- Determinar el efecto del pretratamiento térmico a alta temperatura sobre el rendimiento de CH₄, la remoción de materia orgánica y la recuperación de nutrientes (N y P), en la digestión anaeróbica de aguas de lavado estomacal del beneficio bovino.
- Establecer el efecto del pretratamiento térmico a alta temperatura sobre cinética de degradación anaeróbica de las aguas de lavado estomacal del beneficio bovino.

4. Metodología.

Para cumplir con los objetivos de la investigación, se desarrolló una metodología en tres etapas. En la etapa 1 fueron recolectados y caracterizados el sustrato y el inóculo. En la etapa 2 el pretratamiento térmico de las AE se evaluó mediante ensayos de PBM de las aguas crudas (AEc) y las aguas pretratadas (AEp). A partir del digerido de los ensayos de PBM se determinó la remoción de materia orgánica y la recuperación de N y P. Posteriormente, por medio del rendimiento de CH₄ experimental (B_o) y teórico (B_{oth}) de las AEc y las AEp se estableció su respectiva biodegradabilidad. En la etapa 3 las curvas de los ensayos de PBM fueron ajustadas mediante el modelo cinético de primer orden y el modelo de Gompertz modificado, con el fin de establecer el efecto del pretratamiento sobre los parámetros cinéticos de la DA de AE.

4.1. Etapa 1. Recolección y caracterización del sustrato e inóculo.

El agua residual de lavado estomacal (AE) se tomó de la Planta de Beneficio Animal Colbeef SAS, ubicada en Floridablanca Santander (Lat. N 7°03'16.2" Long. W 73°07'55.2"). Las muestras se trasladaron a las instalaciones del laboratorio de biotecnología de la escuela de Ingeniería Química en la Universidad Industrial de Santander donde se refrigeraron en una nevera a una temperatura de 7°C. Las AE se caracterizaron mediante la medición de los sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO) y pH siguiendo protocolos estandarizados (APHA, 2005). La concentración de ácidos grasos volátiles (AGVs) y alcalinidad total (AT) se evaluó mediante titulación (Lahav y Morgan, 2004). Adicionalmente a las AE se les determinará su composición bioquímica (carbohidratos, lípidos y proteínas). Los carbohidratos fueron establecidos por el método de Van Soest, los lípidos por gravimetría y las proteínas se calcularán a partir del nitrógeno Kjeldahl (multiplicando por un factor de 6.25) (Hejnfelt y Angelidaki, 2009).

El inóculo fue recolectado de una planta de biogás ubicada en una granja del municipio de Girón (Lat. N 7°01' 0,07'' Long. W 73°08'13,3'') que opera a condiciones mesofílicas (30-40 °C).

La actividad metano génica específica (AME) y la actividad hidrolítica específica (AHE) del inóculo se realizaron según los procedimientos descritos en Astals et al (2015) y Yap et al (2018), respectivamente. En la tabla 1 se reportan los parámetros físicos y químicos del inóculo.

Tabla 1.*Caracterización fisicoquímica del inóculo.*

Parámetro	Unidad	Inóculo
SV	kg/m ³	45,9 ± 0,27
AGVs	kg/m ³ equivalente de ácido acético	0,36 ± 0,00
pH	--	7,2 ± 0,02
AME	g DQO/ g SV d	0,035
AHE	g DQO/ g SV d	0,019

4.2. Etapa 2. Efecto del Pretratamiento Térmico Sobre el rendimiento de CH₄, la remoción de materia orgánica y biodegradabilidad de las AE.

4.2.1. Pretratamiento térmico.

Las AE fueron pretratadas durante una hora a 120°C y 200 kPa en un autoclave (Iberfluid Instruments Zipperclave vessel). Este tiempo y temperatura de tratamiento han sido reportados en estudios anteriores como óptimos para el pretratamiento de materiales lignocelulósicos (Cho y Soon, 1995). A las aguas residuales crudas (AEC) y pretratadas (AEP) se les determinó la DQO soluble (DQOs) y se evaluó el incremento en la solubilidad de la materia orgánica mediante la ecuación 1 (Senol et al., 2020):

$$\text{Incremento } DQO_s (\%) = \frac{DQO_{s,AEP} - DQO_{s,AEC}}{DQO_{s,AEC}} \times 100 \quad (1)$$

4.2.2. Ensayos de PBM

Los ensayos de PBM se realizaron siguiendo el protocolo definido por Holliger et al (2016) en digestores de 100 ml a 37 °C. En los ensayos se utilizaron una relación inóculo/sustrato (RIS) de 2 (gSV inóculo/g SV sustrato) (Jensen et al., 2011). Los ensayos PBM fueron corregidos teniendo en cuenta la producción de CH₄ endógena, para lo cual se prepararon blancos reemplazando el sustrato (AEC o AEP) por agua destilada. Los digestores

se gasearon con nitrógeno, para garantizar condiciones de anaerobiosis, y posteriormente fueron sellados con corchos de butilo y agrafes de aluminio. Todos los ensayos se realizaron por triplicado. El CH₄ producido se midió diariamente por desplazamiento volumétrico de una solución de NaOH al 0.1 N. El volumen acumulado de CH₄ se ajustó a condiciones estándar de presión y temperatura (1 atm y 0°C). Finalmente, el rendimiento máximo de CH₄ (B₀) se reportó por unidad de SV de sustrato adicionado (m³ CH₄/kg SV) (Hejnfelt y Angelidaki, 2009).

4.2.3. Remoción de Materia Orgánica

Los SV se midieron al inicio y al final de los ensayos de PBM, de esta manera se determinó su remoción mediante la ecuación 2:

$$\text{Remoción SV (\%)} = \frac{SV_{inicial} - SV_{final}}{SV_{inicial}} \times 100 \quad (2)$$

4.2.4. Recuperación de Nutrientes

La recuperación de nitrógeno y fosforo se evaluó mediante el potencial de estruvita (ecuación 3). Para esto, se determinó el contenido de amonio (NH₄⁺) y fosfato (PO₄³⁻) en el digerido por espectrofotometría (APHA, 2005) y se identificó el ion limitante, según la estequiometría del a estruvita (NH₄MgPO₄)

$$PES = \frac{V_{digerido}}{V_{AEC/AEP}} C \frac{0,245 \text{ kg de Estruvita}}{PM} \quad (3)$$

Donde PES es el potencial de estruvita [kg estruvita/m³ de AEc/AEp], V el volumen de digerido y sustrato [m³], C la concentración del ión limitante [kg/m³ de digerido], PM el peso molecular del ión limitante [kg/mol] y 0.245 es un factor estequiométrico.

4.2.5. Biodegradabilidad

La biodegradabilidad (f_d) de un sustrato se calculó a partir de la relación del rendimiento de CH₄ experimental (B_o) y el rendimiento teórico (B_{oth}) (Raposo, 2011):

$$f_d = \frac{B_o}{B_{oth}} \quad (4)$$

f_d es un parámetro clave que indica la fracción de materia orgánica que puede ser convertida a CH₄ (Jensen et al., 2011).

Por su parte B_{oth} predice la producción máxima de CH₄ esperada de un sustrato, la cual puede ser calculada a partir de su composición (Maya-Altamira, 2008):

$$B_{oth} = 0.415x \text{ Carbohidratos} + 0.496x \text{ Proteinas} + 1.014x \text{ Lipidos} \quad (5)$$

Donde "x" representa la composición en SV y B_{oth} es dado en m³ CH₄/kg SV

4.3. Etapa 3. Efecto del pretratamiento térmico sobre la cinética de degradación de las AE.

El efecto del pretratamiento térmico sobre la velocidad de degradación anaeróbica de las AE se evaluó mediante los modelos cinéticos de primer orden (ecuación 6) y Gompertz modificado (ecuación 7) (Dennehy et al., 2016).

$$B_s = P (1 - \exp(-k_h t)) \quad (6)$$

$$B_s = P \exp\left(-\exp\left(\frac{R_{max} e}{P} (\lambda - t) + 1\right)\right) \quad (7)$$

Donde B_s [$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$] es el rendimiento de CH_4 en el tiempo t [d], P es el rendimiento máximo de CH_4 [$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$], k_h es el coeficiente de hidrólisis (d^{-1}), R_{\max} es la tasa máxima de producción de CH_4 [$\text{STP m}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS d}$], $[\lambda]$ es el tiempo de latencia [d] y e es $\exp(1) = 2.7183$.

Los modelos fueron ajustados por el método de gradiente reducido generalizado no lineal (GRG nonlinear) en Excel. La precisión de los modelos fue evaluada teniendo en cuenta el coeficiente de regresión (R^2), la raíz del error cuadrático medio (RMSPE) (Raposo, 2011) y el error relativo (%E) (Nielfa et al., 2015).

$$RMSPE = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{B_{s,j} - B_{m,j}}{B_{o,j}} \right)^2}{n}} \quad (8)$$

Donde $B_{s,j}$ and $B_{m,j}$ son los rendimientos de CH_4 simulados y medidos, respectivamente, y n es el número de datos.

$$\%E = \left(\frac{B_o - P}{P} \right) \times 100 \quad (9)$$

Donde B_o y P son los rendimientos máximos experimentales y simulados, respectivamente.

5. Resultados.

5.1. Etapa 1. Recolección y caracterización del sustrato e inóculo.

La caracterización fisicoquímica de las aguas de lavado estomacal (AE) utilizadas en el presente trabajo se presenta en la Tabla 1. La materia orgánica de las AE (SV y DQO) es cercana a la reportada en estudios sobre la DA de aguas residuales del beneficio animal. Maya-Altamira et al (2008) evaluaron la DA de aguas residuales del beneficio animal con SV y DQO de $4,2 \text{ kg/m}^3$ y $10,4 \text{ kg/m}^3$, respectivamente, obteniendo un rendimiento de CH_4 de $0,35 \text{ m}^3$

CH₄/kg DQO. Así mismo, Ortner et al (2014) llevaron a cabo la DA de aguas residuales del beneficio de cerdos con SV y DQO de 7,0-11 kg/m³ y 10,0-15,0 kg/m³, respectivamente, las cuales presentaron un rendimiento de CH₄ entre 0,29 y 0,31 m³/kg DQO. Adicionalmente, las AE presentan un pH dentro del rango reportado como óptimo para el proceso de DA (6.24-7.85) (Castro et al., 2016) y una relación AGV's/AT menor a 0,8 (Callaghan et al., 2002). Esto indica que las AE no requieren aditivos para ajustar su pH o alcalinidad durante su DA. Sin embargo, la mayor parte de la carga orgánica de las AE (75,5% SV) corresponde a carbohidratos estructurales (celulosa, hemicelulosa y lignina), los cuales son recalcitrantes a la DA. No obstante, residuos con composiciones lignocelulósicas semejantes a las AE, como papel (Teghammar et al., 2010), trigo, cebada, paja de arroz y tallos de maíz (Menardo et al., 2012), paja de trigo (Rajput et al., 2018), pasto (Phuttaro et al., 2019), han presentado un adecuado desempeño en su DA después de ser pretratados térmicamente, con rendimientos de CH₄ entre 0.248 m³/kg SV y 0.615 m³/kg SV. Lo anterior demuestra que las AE son un residuo viable para ser tratado por DA.

Tabla 2.

Caracterización fisicoquímica de las AE del beneficio bovino.

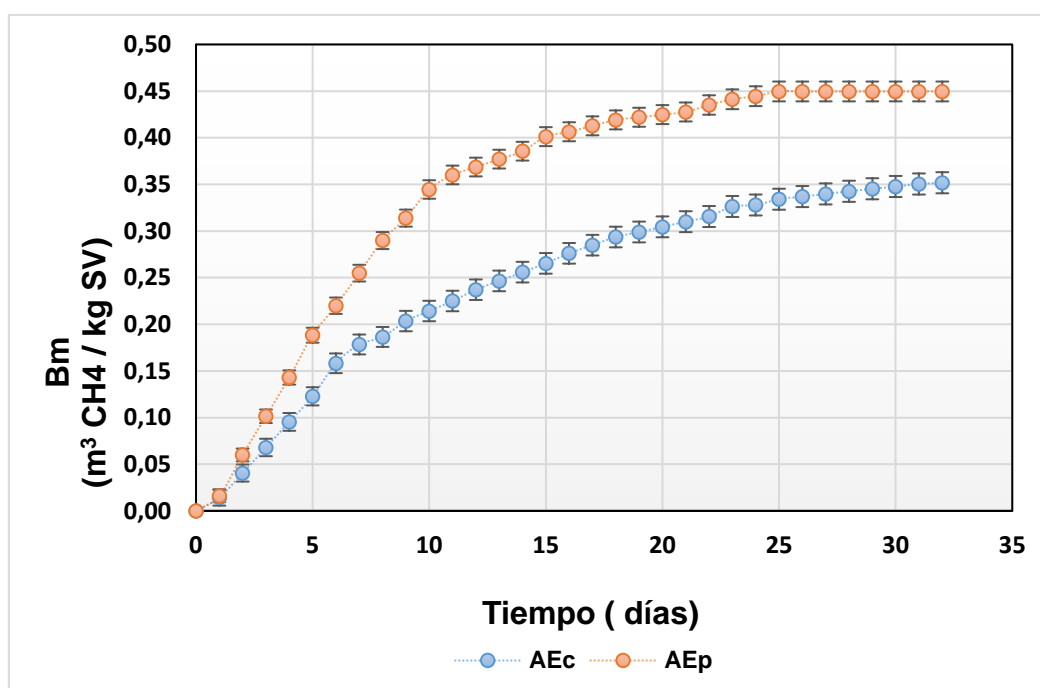
Parámetro	Unidad	AE
pH	--	7,80 ± 0,08
ST	kg/m ³	22,36 ± 0,83
SV	kg/m ³	18,52 ± 0,89
DQO	kg/m ³	9,51 ± 2,46
AGVs	kg/m ³ equivalente de ácido acético	1,25 ± 0,07
AT	kg/m ³ equivalentes de carbonato de calcio	1,75 ± 0,05
Lípidos	%SV	4.1
Proteínas	%SV	11.6
Carbohidratos	%SV	8.8
Celulosa	%SV	21,9
Hemicelulosa	%SV	32.0
Lignina	%SV	21.6

5.2. Etapa 2. Efecto del Pretratamiento Térmico Sobre el rendimiento de CH₄, la remoción de materia orgánica y biodegradabilidad de las AE.

En la Figura 1 representa las curvas de las pruebas de PBM de las AE crudas (AEc) y pretratadas térmicamente (AEp).

Figura 1.

Potencial de biometanización para las AEc y AEp



La producción de CH₄ en las AEc y AEp no presentó diferencias significativas los dos primeros días ($p < 0,05$). Sin embargo, a partir del día 2 hasta el día 11 el rendimiento de CH₄ de las AEp incrementa a una tasa significativamente mayor que las AEc, entonces desacelera en el día 12 y alcanza el estado estable el día 25. Por su parte las AEc, mantiene una tasa de producción de CH₄ constante hasta el día 8, donde su rendimiento empieza a ser cada vez más lento hasta lograr su estado estable el día 29. Este comportamiento de las curvas de PBM de las AEc y las AEp demuestran un efecto positivo del pretratamiento térmicos sobre la cinética de producción y el rendimiento de CH₄. Resultados similares se han reportado por Teghammar

et al (2010) quienes compararon la producción de biogás de residuos de papel sometidos a diferentes pretratamientos térmicos. Los autores hallaron que la velocidad de reacción para el residuo pretratado (190°C/30 min y 2% de NaOH) durante los primeros 5 días fue similar a la obtenida para el residuo crudo. Sin embargo, el residuo crudo desaceleró la producción el día 8 y alcanzó su estado estable el día 20 de prueba, mientras que el residuo pretratado logró la estabilidad en la misma cantidad de días, pero su producción de metano fue 21% mayor.

Las AEc presentaron un rendimiento máximo de CH₄ (B₀) de 0,35 m³/kg SV, el cual fue cercano a los valores reportados por Jensen et al (2014) (0,30 m³/kg VS) y Jensen et al (2016) (0.33 m³/kg VS). Con respecto a las AEp, estas demostraron un B₀ de 0.45 m³/kg VS, es decir que el pretratamiento térmico ocasionó un incremento cercano al 29% en la producción de CH₄ con respecto a las AEc. Esto se debe a que el pretratamiento térmico aumentó el DQO soluble (DQO_s) de las aguas estomacales (AE) un 290%, lo cual incrementó la materia orgánica fácilmente disponible para los microorganismos. De forma similar, Teghammar et al (2010) presentaron un incremento en la DQO_s del 316% para el pretratamiento termoquímico de residuos de papel, donde se logró un 21% más de producción de CH₄. Así mismo, Tao et al (2019) evaluaron la DA de paja de arroz pretratada térmicamente a 130 °C.

Los resultados demuestran un incremento del 23% en la producción de CH₄ comparada con el control, lo cual se debe a que el pretratamiento pudo romper enlaces en el material lignocelulósico acelerando la hidrólisis del proceso de DA. Por su parte, Sompong et al (2012) analizaron la Codigestión anaeróbica de racimos de fruta vacíos de palma de aceite con efluente de molino de aceite de palma para la producción de biogás.

Los racimos fueron pretratados a 230 °C en 15 min, obteniendo un incremento en la producción de metano de 29% comparado con los racimos de fruta sin tratar. Phuttaro et al (2019) aplicó pretratamiento térmico a una temperatura de 175°C durante quince minutos de

incubación a pasto, logrando un crecimiento del 35% en el rendimiento de metano. Rajput et al (2018) estudio el efecto del pretratamiento térmico en la digestión anaerobia de la paja de trigo, observó un mayor rendimiento de biogás y una reducción de sólidos volátiles del 69% a partir de paja de trigo pretratada a 180 ° C lo que resultó en un aumento del 53% en el rendimiento de metano que las muestras no tratadas. Menardo et al (2012) estudiaron el efecto del pretratamiento térmico en la digestión anaerobia del trigo, la cebada, la paja de arroz y el tallo del maíz a una temperatura de pretratamiento de 90 y 120 ° C durante 30 minutos, encontrando un aumento de hasta 64.2% en el rendimiento de metano a 120 ° C. Esto demuestra la viabilidad del pretratamiento térmico para contrarrestar el carácter recalcitrante de las AE bajo estudio. Sin embargo, al comparar con estudios anteriores de DA de AE, en el presente trabajo se hallaron mayores incrementos en la producción de CH₄. Por ejemplo, Jensen et al (2016) realizaron la DA de AE en dos fases de temperatura.

La primera fase correspondió a un pretratamiento térmico a 50 °C con tiempo de retención hidráulica (TRH) de 4-6 días. Luego las AE fueron digeridas a 35 °C con TRH de 16-20 días. Los resultados no mostraron diferencias significativas con respecto a la DA de las AE sin pretratar.

En la Tabla 3 se muestran los valores de remoción de SV, biodegradabilidad (f_d) y Potencial de estruvita (PES) de las AEc y AEp.

Tabla 3.

Remoción de SV, biodegradabilidad (f_d), potencial de estruvita (PES).

Variable	Unidades	AEc	AEp
Remoción de SV	%	18,62 ± 2.88	48,76 ± 6.70
f_d	-	0,78 ± 0,05	0,95 ± 0,05
PES	(kg ES/m ³ AEc/Aep)	0,71 ± 0.02	0,42 ± 0.01

Jensen et al. (2014) reportaron un f_d de 0.84 para AE filtradas, el cual es superior al encontrado en el presente estudio para las AEc. Esta diferencia puede atribuirse a la diferencia en la cantidad de solidos de los sustratos, la cual fue inferior en el anterior estudio ($7,5 \text{ kg/m}^3$) comparado con el presente estudio ($22,4 \text{ kg/m}^3$). El incremento en el contenido de solidos durante el proceso de DA, puede conllevar a limitaciones en la transferencia de masa y, por ende, una reducción en la producción de CH_4 (Abbassi-Guendouz et al., 2012). En efecto, la f_d de las AEc fue similar a la encontrada por Astals et al (2014) en la DA de contenido ruminal (0.71).

El pretratamiento térmico conllevó a un incremento en la f_d hasta un valor cercano a la unidad, como consecuencia en el aumento del B_0 (Figura 1).

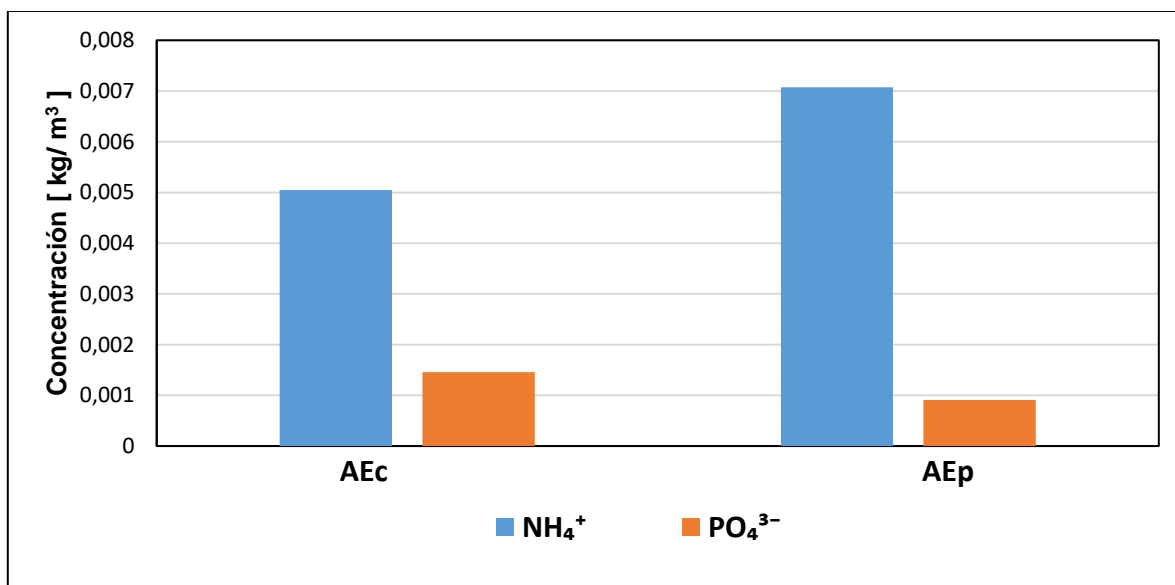
El pretratamiento térmico también presentó efectos positivos sobre la remoción de SV, la cual fue 30 puntos porcentuales superior en las AEp. Esto se debe a la alta solubilidad causada por el pretratamiento térmico (290 %DQO_S), la cual permite un mayor aprovechamiento de la materia orgánica por parte de los microorganismos anaeróbicos. Incluso, la remoción de SV alcanzada por las AEp es superior al encontrado en estudios previos de DA de aguas residuales del beneficio animal (45%) Castro et al (2016).

Con respecto al PES, el pretratamiento térmico incrementó la concentración de NH_4^+ y redujo la concentración de PO_4^{3-} (Figura 2). El pretratamiento térmico ocasionó un aumento en la velocidad de degradación del residuo, lo cual causó una mayor degradación del contenido de proteínas y, por ende, un aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal. Por otra parte, las aguas residuales del beneficio animal presentan concentraciones de ión calcio (Ca^{2+}) entre $0,05 - 0,07 \text{ kg/m}^3$ (Kataki et al., 2016) el cual puede reaccionar con el PO_4^{3-} para formar fosfato de calcio ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) (Zhang et al., 2014).

La precipitación de fosfatos incrementa con el pH (Mogensen et al., 2003; Pind et al., 2003). En este sentido los pH presentado durante la DA de las AEc y AEp fueron 7.5 y 8.0, respectivamente, por lo cual el pretratamiento pudo haber favorecido la formación de $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ reduciendo en un 40% el PES de las aguas residuales.

Figura 2.

Concentración de iones amonio y ortofosfato en las AEc y AEp



5.3. Etapa 3. Efecto del pretratamiento térmico sobre la cinética de degradación de las AE.

En la tabla 4 se reportan los parámetros cinéticos de los modelos de primer orden y Gompertz modificado. El ajuste de los modelos fue evaluado mediante el coeficiente de regresión (R^2), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el error relativo (%E).

Tabla 4.*Parámetros cinéticos de los modelos de primer orden y Gompertz modificado.*

Modelo	Unidades	AEc	AEp
<i>Primer Orden</i>			
P	m ³ CH ₄ /kg SV	0,383	0,466
kh	d ⁻¹	0,080	0,124
%E		-8,048	-3,462
R ²		0,997	0,993
RMSE		0,205	0,453
<i>Gompertz Modificado</i>			
P	m ³ CH ₄ /kg SV	0,350	0,449
Rmax	m ³ CH ₄ /kg SV d	0,021	0,038
λ	d	0,000	0,273
%E		0,377	0,032
R ²		0,985	0,996
RMSE		0,262	0,324

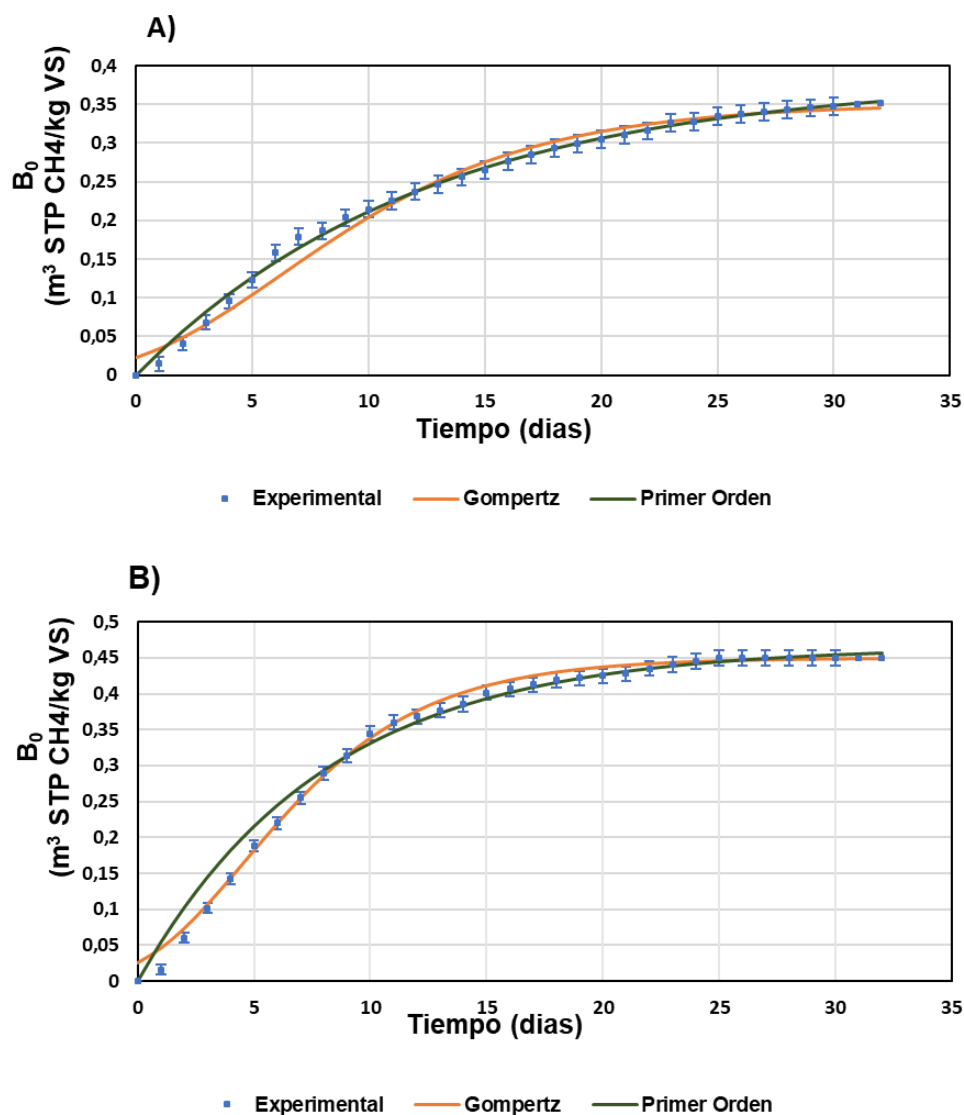
El modelo de primer orden predijo valores del rendimiento máximo de CH₄ (P) 8,0% y 2,4% superiores a los B₀ de AEc y AEp, respectivamente, mientras que los valores de P presentados por el modelo de Gompertz modificado se desviaron menos del 1% con respecto a los B₀. Esto indica que el modelo de Gompertz modificado es mucho más fiable que el modelo de primer orden al momento de predecir la producción de metano. Sin embargo, los dos modelos cinéticos presentaron un R² > 0,98 y valores de RMSE entre 0,2 y 0,5, lo cual resalta su capacidad de reproducir las curvas de las pruebas de PBM tanto de AEc como AEp (Figura 1). Por tanto, los valores del coeficiente de hidrólisis (k_h), la tasa máxima de producción de CH₄ (R_{max}) y el tiempo de latencia (λ) presentan un adecuado nivel de confianza para analizar el efecto del pretratamiento sobre la cinética del proceso de DA.

El coeficiente de hidrólisis (k_h) incrementó de 0.08 d⁻¹ para las AEc a 0.124 d⁻¹ para las AEp, lo que significa que la velocidad a la que el material se descompone aumenta debido a la aplicación del pretratamiento. Fue un valor más alto que el de Wu et al (2017) que utilizó el pretratamiento térmico en sólidos de estiércol porcino para la DA, obteniendo un k_h de 0.053

d^{-1} con un tiempo de retención de 4 días. Con esto se puede inferir que la aplicación del pretratamiento térmico acelera el proceso de hidrólisis y a su vez aumenta la producción de metano.

Figura 3.

Comparación de los modelos cinéticos de primer orden y Gompertz modificado de la degradación anaeróbica de las AE. A) AEc, B) AEp.



El tiempo de latencia (λ) tuvo un pequeño incremento pasando de 0 d para las AEc a 0.273 d para las AEp. Un tiempo de latencia mayor al reportado por Lee et al (2020) (4.72 E-9 d a 160°C) que evaluaron Impacto del pretratamiento hidrotermal en la eficiencia de la

digestión anaeróbica de la biomasa lignocelulósica del girasol a diferentes temperaturas. El pretratamiento térmico puede ocasionar la solubilización de sustancias que pueden generar cierto nivel de toxicidad en los microorganismos anaeróbicos. Por ejemplo, la solubilización de la lignina a temperaturas iguales o superiores a 160 °C genera compuestos fenólicos, los cuales pueden llegar a inhibir los microorganismos metanogénicos (Hendriks y Zeeman, 2009). Sin embargo, en el presente estudio la temperatura del pretratamiento térmico fue de 120 °C, por lo cual se puede deducir que la solubilización de la lignina fue baja. Los compuestos fenólicos formados no causaron una inhibición significativa del proceso de DA, pero si demandaron un leve periodo de adaptación de los microorganismos anaeróbicos comparado con las AEC. Los valores de λ hallados en la presente investigación fueron menores comparados con estudios anteriores. Por ejemplo, Castro et al (2016) reportaron un tiempo de adaptación aproximadamente de 1.7 d para la DA de aguas residuales de beneficio bovino a 37°C. A su vez, el pretratamiento térmico logró incrementar la tasa de máxima de producción de metano (R_{max}) de 0.021 m³ CH₄/kg SV d a 0.038 m³ CH₄/kg SV d. El aumento en la concentración de la materia orgánica soluble (DQO_s) generado por el pretratamiento térmico, mejora la biodisponibilidad del sustrato incrementando su tasa de degradación anaeróbica. Hernández-Fydrycha et al (2019) evaluaron la cinética de producción de CH₄ de aguas residuales del sacrificio animal pretratadas mediante un modelo de Gompertz modificado. Los resultados demuestran valores de R_{max} entre 0.0125 y 0.0140 m³ CH₄/kg VS para pretratamientos térmico y mecánico, respectivamente. Estos valores fueron 204% inferiores a los encontrados en el presente trabajo.

El anterior análisis demuestra que el pretratamiento térmico permite mejorar significativamente la cinética de la DA de las aguas estomacales del beneficio bovino.

6. Conclusiones

El pretratamiento térmico de las aguas estomacales del beneficio bovino presentó un incremento en el rendimiento de CH_4 el cual pasó de $0.35 \text{ m}^3/\text{kg SV}$ para las aguas crudas (AEc) a $0.45 \text{ m}^3/\text{kg SV}$ para las aguas pretratadas (AEp). Esto concordó con un aumento en la demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) del 290%, lo cual indicó un incremento en materia orgánica fácilmente disponible para los microorganismos anaeróbicos. Esto, a su vez, conllevó a un aumento en la remoción de SV y la biodegradabilidad de las aguas residuales, los cuales fueron 18,62%SV y 0,78 para las AEc y 48,76%SV y 0,95 para las AEp. Sin embargo, el pretratamiento ocasionó una reducción en la concentración de iones PO_4^{3-} , lo cual reduce su potencial en la obtención de estruvita. Esto posiblemente porque los mayores pH (8.0) logrados con el pretratamiento térmico favorecen la precipitación del fósforo en forma de fosfato de calcio ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$).

La cinética de la degradación de las aguas estomacales se vio afectada positivamente por el pretratamiento térmico. Esto se evidenció en el incremento del coeficiente de hidrólisis de 0.08 d^{-1} a 0.124 d^{-1} y de la tasa máxima de producción de CH_4 de 0.021 a $0.038 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV d}$. Se observó un leve aumento del tiempo de latencia de 0 a 0.273 d, el cual pudo deberse a la formación de compuestos fenólicos por la solubilización de la lignina. Sin embargo, la adaptación de los microorganismos fue rápida (menos de un día) y no afectó significativamente la cinética del proceso.

7. Recomendaciones

Ante los resultados y conclusiones extraídas sobre el estudio, hay un par de recomendaciones para tener en cuenta en estudios posteriores.

En primer lugar, un pretratamiento térmico a un tiempo de exposición más largo sería idóneo para aumentar el grado de solubilización y, por tanto, la producción final de metano. Otro concepto que se debe tener en cuenta para comprobar la viabilidad de la aplicación de este pretratamiento, sería el estudio del balance energético del proceso. Mediante un balance energético global habrá que determinar si el potencial de producción de metano de las Aguas estomacales pretratadas térmicamente es suficiente para compensar la energía consumida en el pretratamiento.

Bibliografía

- Abbassi-Guendouz, A., Brockmann, D., Trably, E., Dumas, C., Delgenès, J.-P., Steyer, J.-P., & Escudié, R. (2012). Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *ELSEVIER*, 55-61.
- Ambiente, M. d. (17 de Marzo de 2015). <https://www.minambiente.gov.co>. Recuperado el 20 de Febrero de 2020, de https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf
- APHA, A., & W. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association .
- Astals, Musenze, Bai, Tannock, Tait, Pratt, & Jensen. (2014). Anaerobic co-digestion of pig manure and algae: Impact of intracellular algal products recovery on co-digestion performance. *Elsevier* , 97-104.
- Bustillo-Lecompte, C. F. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management* .
- Caixeta, C., Cammarota, M., & Xavier, A. (2002). Slaughterhouse wastewater treatment: Evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reactor. Rio de Janeiro: Elsevier B.V.
- Callaghan, F., Wase, D., Thayanithy, K., & Forster, C. (2002). Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *ELSEVIER*, 27, 71-77.
- Castro Molano, L., Escalante Hernández, H., Gómez Serrato, O., & Jiménez Piñeros, D. (2016). Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion. *DYNA*, 41-49.
- Cho, J., & Soon , C. (1995). BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL AND SOLID STATE ANAEROBIC DIGESTION OF KOREAN FOOD WASTES. *ELSEVIER* , 245-253.
- Cho, S., Park, S., Seon, J., & Yu, J. (2013). Evaluation of thermal, ultrasonic and alkali pretreatments on mixed-microalgal biomass to enhance anaerobic methane production. *ELSEVIER*, 143, 330-336.
- Cvetkovski, I., & Litonjua, R. (2012). Biogas: Production, Consumption, and Applications. Hauppauge: Nova Science Publisgers.
- Dennehy , C., Lawlor, P., Croize, T., Jiang, Y., Morrison, L., & Gardier, G. (2016). Synergism and effect of high initial volatile fatty acid concentrations during food waste and pig manure anaerobic co-digestion. *ELSEVIER*.

- Economics--Global, W. B. (2010). *Annual World Bank conference on development economics .: people, politics, and globalization* . Washington: World Bank, c2010.
- F. Raposo, V. F.-C.-P. (2011). Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. *Published online in Wiley Online Library*.
- Gomez, O. J., & Jimenez, D. P. (2016). Analysis of methanogenic and energetic potential from slaughterhouse wastewater using anaerobic digestion. Bucaramanga, Colombia.
- Hejnfelt, A., & Angelidaki, I. (2009). Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *biomass and bioenergy*, 1046-1054.
- Hendriks, A., & Zeeman, G. (2009). Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass. *ELSEVIER*, 100, 10-18.
- Hernández-Fydrycha, V., Benítez-Olivares, G., Meraz-Rodríguez, M., Salazar-Peláez, M., & Fajardo-Ortiz, M. (2019). Methane production kinetics of pretreated slaughterhouse wastewater. *ELSEVIER*, 130.
- Hilbert, J. (2003). *MANUAL PARA LA PRODUCCION DE BIOGAS*. Castelar, Argentina: Instituto de Ingeniería Rural.
- Holliger, C. y. (2016). Towards a standardization of biomethane potential test. . *Water Science & Technology*, 2515-2522.
- Jensen, P., Astals, S., Musenze, R., & Pratt, S. (2015). Anaerobic co-digestion of pig manure and algae: Impact of intracellular algal products recovery on co-digestion performance. *Bioresource Technology*, 97-104.
- Jensen, P., Ge, H., & Batstone, D. (2011). Assessing the role of biochemical methane potential tests in determining anaerobic degradability rate and extent. *Water Science & Technology*, 880-886.
- Jensen, P., Mehta, C., Carney, C., & Batstone. (2016). Recovery of energy and nutrient resources from cattle paunch waste using temperature phased anaerobic digestion. *Elsevier*, 72-80.
- Jensen, Sullivan, Carney, & Batstone. (2014). Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Elsevier*, 23-31.
- Kafle, G., & Sang Hun, K. (2012). Kinetic Study of the Anaerobic Digestion of Swine Manure at Mesophilic Temperature: A Lab Scale Batch Operation . *Journal of Biosystems Engineering*, 233-244.
- Kainthola, J., S. Kalamdhad, A., & Goud, V. (2019). A review on enhanced biogas production from anaerobic digestion of. *ELSEVIER*, 81-90.
- Kataki, S., West, H., Clarke, M., & Baruah, D. (2016). Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. *ELSEVIER*, 49, 437-454.

- L. Maya-Altamira, A. B. (2008). Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters. *ELSEVIER*, 2195-2203.
- Lahav, O., & Morgan, B. (2004). Review Titration methodologies for monitoring of anaerobic digestion in developing countries. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 1331-1341.
- Lee, J., & Park, K. (2020). Impact of hydrothermal pretreatment on anaerobic digestion efficiency for lignocellulosic biomass: Influence of pretreatment temperature on the formation of biomass-degrading byproducts. *ELSEVIER*, 256.
- Lopez Niño , L., Acosta Cárdenas , A., & Gelves Zambrano, R. (2013). Evaluation of chemical pretreatments for enzymatic hydrolysis of lignocellulosic residues cassava (*Manihot esculenta* Crantz). Medellin, Colombia: Grupo de Biotransformación, Escuela de Microbiología, Universidad de Antioquia.
- Lorenzo, Y., & Obaya, M. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos, Parte I. *Revista ICIDCA sobre los derivados de caña de azúcar*.
- Marti Ortega, N. (2006). Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process. Florida, USA.
- Marti-Herrero, Alvarez, & Flores. (2018). Evaluation of the low technology tubular digesters in the production of biogas from slaughterhouse wastewater treatment. *Elsevier Ltd*.
- Menardo, S., Airoldi, G., & Balsari, P. (2012). The effect of particle size and thermal pretreatment on the methane yield of four agricultural by-products. *ELSEVIER*, 708-714.
- Mendez Rodriguez, L. (2018). Optimización de la digestión anaerobia de microorganismos fotosintéticos: pretratamiento térmico y uso de cianobacterias. Madrid: Instituto Madrileño de Estudios Avanzados en Energía.
- Mogensen, A., Dolfing, J., Haagensen, F., & Ahring, B. (2003). Potential for Anaerobic Conversion of Xenobiotics. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, 82.
- Nielfa, A., Cano, R., Pérez, A., & Fdez-Polanco, M. (2015). Co-digestion of municipal sewage sludge and solid waste: Modelling of carbohydrate, lipid and protein content influence. *Waste Management & Research*, 33, 241-249.
- Ortner , M., Leitzinger, K., Skupien , S., & Bochmann, G. (2014). Efficient anaerobic mono-digestion of N-rich slaughterhouse waste: Influence of ammonia, temperature and trace elements. *ELSEVIER*, 174, 222-232.
- O-Thong, S., Boe, K., & Angelidaki, I. (2012). Thermophilic anaerobic co-digestion of oil palm empty fruit bunches with palm oil mill effluent for efficient biogas production. *ELSEVIER* , 93, 648-654.
- Peces, M., Clarke, W., Astals, S., & Jensen , P. (2018). Deterministic mechanisms define the long-term anaerobic digestion microbiome and its functionality regardless of the initial microbial community. *Water Research*, 366-376.
- Pind, P., Angelidaki, I., Ahring, B., Stamatelatos, K., & Lyberatos, G. (s.f.). Monitoring and Control of Anaerobic Reactors. *Biomethanation II*, 82, 135-182.

- Phuttaro, C., Sawatdeenarunat, C., Surendra, K., Boonsawang, P., Chaiprapat, S., & Khanal, S. (2019). Anaerobic digestion of hydrothermally-pretreated lignocellulosic biomass: Influence of pretreatment temperatures, inhibitors and soluble organics on methane yield. *ELSEVIER*, 128-138.
- Rajput, A. A., Zeshan, & Visvanathan, C. (2018). Effect of thermal pretreatment on chemical composition, physical structure and biogas production kinetics of wheat straw. *ELSEVIER*, 45-52.
- Rios, M., & Ramírez, L. (2012). Aprovechamiento del contenido ruminal bovino para ceba cunicola, como estrategia para diezmar la contaminación generada por el matadero en San Alberto. *Prospectiva*, 56-63.
- Saddoud, A., & Sayadi, S. (2007). Application of acidogenic fixed-bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment. Amsterdam: Elsevier.
- Senol, H., Açikelb,, Ü., Demir, S., & Oda, V. (2020). Anaerobic digestion of cattle manure, corn silage and sugar beet pulp mixtures after thermal pretreatment and kinetic modeling study. *ELSEVIER*.
- Tao , L., Huang , H., Mei, Z., Fei , S., Yihong, G., Guoquan, H., & Xi, M. (2019). Hydrothermal pretreatment of rice straw at relatively lower temperature to improve biogas production via anaerobic digestion. *ELSEVIER*, 30, 1219-1223.
- Teghammar , A., Yngvesson, J., Lundin, M., Taherzadeh, M., & Sárvári Horváth, I. (2010). Pretreatment of paper tube residuals for improved biogas production. *ELSEVIER*, 1206-1212.
- Trigo Alvarez, E. H. (2017). ESTUDIO DE PRETRATAMIENTOS TÉRMICOS Y/O QUÍMICOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA CON RESIDUO DE LA INDUSTRIA OLIVÍCOLA. Santiago de Chile: Peumo Repositorio Digital USM .
- Viveros Monje, D. (2016). POSTRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN PLANTAS DE BENEFICIO DE GANADO PORCINO Y BOVINO UTILIZANDO HUMEDALES ARTIFICIALES. Manizales.
- Wellinger, A., Murphy, J., & Baxter, D. (2013). The Biogas Handbook: Science, Production and Applications. Oxford: Woodhead Publishing.
- Wu, J., Hu, Y.-y., Wang, S.-f., Cao, Z.-p., Li, H.-z., Fu, X.-M., . . . Zuo, J.-e. (2017). Effects of thermal treatment on high solid anaerobic digestion of swine manure: Enhancement assessment and kinetic analysis. *ELSEVIER*, 62, 69-75.
- Yap, S., Astals , S., Lu, Y., Peces, M., Jensen , P., Batstone, D., & Tait, S. (2018). Humic acid inhibition of hydrolysis and methanogenesis with different anaerobic inocula. *ELSEVIER*, 80, 130-136.
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *ELSEVIER*, 38, 383-392.

Apéndices

Apéndice A. Determinación de potencial de biometanización

Procedimiento

1. El ensayo se realizó en botellas de vidrio de 100 ml con un volumen de trabajo de 60 ml.
2. Cada botella lleva una cantidad de inóculo y sustrato manteniendo una RIS de 2 en términos de SV. Cada muestra se analizó por triplicado.
3. Es necesario el montaje de blancos para evaluar el metabolismo endógeno del inóculo
4. Luego los biorreactores se mantuvieron en incubadora a $37\pm 2^{\circ}\text{C}$ y se realizó seguimiento y medición cada 24 horas, las pruebas se mezclaron mediante agitación manual antes de cada evento de muestreo cuantificando diariamente la producción de metano por el método de desplazamiento alcalino hasta que la producción de metano durante tres días consecutivos fue menor al 1% del volumen acumulado.
5. El PBM se reportó en unidades de volumen de metano acumulado a condiciones estándar por masa de SV agregados ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{kg}^{-1} \text{SV}$), con su correspondiente desviación estándar

Apéndice B. Sólidos totales y sólidos volátiles

Definición

Los sólidos totales incluyen todos los sólidos contenidos en una muestra, tanto suspendidos como disueltos. Los sólidos volátiles representan el peso perdido por ignición de la muestra calcinada a 550°C; son los sólidos que se volatilizan durante la calcinación.

Procedimiento

1. Llevar al horno tres crisoles por cada muestra y dejarlos durante dos horas a 103-105°C. dejarlos enfriar en el desecador y pesarlos (A).
2. Depositar en cada crisol una cantidad de muestra específica bien homogenizada (B).
3. Llevarlos al horno a 103-105°C durante 15-24 horas hasta que la muestra esté seca. Dejar enfriar en el desecador y pesarlos (C).
4. Llevar los crisoles a una mufla a 550°C durante 1 hora. Apagar la mufla.
5. Dejar y dejar que baje la temperatura. Sacar los crisoles y enfriar en el desecador
6. Pesar los crisoles (D)

Cálculos

$$ST \left[\frac{g_{ST}}{Kg \text{ de muestra}} \right] = \frac{(C-A)*1000}{(B-A)}$$

$$SV \left[\frac{g_{SV}}{Kg \text{ de muestra}} \right] = \frac{(C-D)*1000}{(B-A)}$$

Apéndice C. Demanda química de oxígeno

Definición

La demanda química de oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación total de la materia orgánica presente en la muestra.

Procedimiento

1. Usar tubos de ensayo de 16 x 100 mm con tapa rosca. Enjuagarlos previamente con ácido sulfúrico al 20% para prevenir contaminación.
2. Agregar a cada tubo de ensayo 2.5 ml de muestra, adicionar 1,5ml de solución digestora y 3.5 ml de solución catalítica. Preparar un blanco reemplazando la muestra con agua destilada. Analizar las muestras por triplicado.
3. Cerrar herméticamente los tubos, agitarlos con cuidado (reacción exotérmica) y llevarlos al termoreactor durante 2 horas a 150°C.
4. Sacar los tubos de ensayo, agitar y dejar enfriar.
5. Medir la absorbancia de las muestras contra el blanco en el espectrofotómetro a 600 nm para DQO altas y 420 nm para DQO bajas.