

Optimización de la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol
bovino

Luis Enrique Lambis Benitez

Trabajo de Grado para optar el Título de Magíster en Ingeniería Química

Directores

Liliana del Pilar Castro Molano

PhD Ingeniería Química

Humberto Escalante Hernández

PhD Ingeniería Química

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2018

Agradecimientos

Al final miras el trecho recorrido y sonríes con el pecho inflado de agradecimiento. Primero al universo; por la entropía y el destiempo, la posibilidad de la resiliencia y de los descubrimientos inesperados. Serendipia.

A la profesora Liliana Castro, por estar y por ser. Generosa en enseñanzas y paciencia, única en entrega. Ha sido un privilegio ser testigo de la pasión con la que abre caminos. Al profesor Humberto Escalante. Por el respaldo y por la calidez. Inspirador y siempre presente. Un maestro, con todas y cada una de las letras. A José Daniel Marín-Batista. Por luchar hombro a hombro. Investigador y compañero de crimen excepcional. Un amigo para la vida.

A Edison, Andrés, Diana, Katherine, Lenis, Juan, Santiago, Iván, Ana María, Eliberto, Zully y Giovanna. Gracias por sus manos. Por permitirme sembrar en sus caminos. Este final también es de ustedes. A la familia Anaerobia: Jaime Jaimes, Mabel Quintero, Marisol Álzate, Cata, Ana M, Lala, a todos. Ser parte, el mayor honor.

A la escuela de Ingeniería Química, planta docente y administrativa. Inspiradores. Humanos. A los amigos del camino y a los de siempre.

Juana, Fer, John. Esto es para ustedes.

Nomenclatura

SAR	Sobrantes Alimenticios de Restaurante
DA	Digestión Anaeróbica
CoDA	Co-digestión Anaeróbica
SV	Sólidos Volátiles
ST	Sólidos Totales
SF	Sólidos Fijos
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
EB	Estiércol Bovino
AT	Alcalinidad Total
VCO	Velocidad de Carga Orgánica
RIS	Relación Inóculo/Sustrato
VNTP	Volumen a condiciones estándar
DQO	Demanda Química de Oxígeno

Tabla de Contenido

Introducción	15
1. Valorización energética y gestión de sobrantes alimenticios de restaurante mediante digestión anaerobia	19
1.1 Sobrantes alimenticios de restaurante: gestión y potencial energético	19
1.2 Caracterización de sobrantes alimenticios de restaurante e inóculo.....	20
1.2.1 Sustrato: sobrantes alimenticios de restaurante	21
1.2.2 Inóculo: Lodo Anaerobio Agotado	24
1.3 Bioquímica de la Digestión Anaerobia	25
1.3.1 Parámetros de estabilidad en procesos de biodegradabilidad anaerobia	28
1.4 Desempeño y estabilidad de digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante	30
1.4.1 Efecto de la carga orgánica y la relación inóculo sustrato en la digestión anaerobia de SAR	32
1.4.2 Efecto de la velocidad de carga orgánica en la estabilidad de digestión anaerobia de SAR en operación semi continua.....	33
1.5 Metodología.....	35
1.5.1 Ensayo de biodegradabilidad anaerobia en operación discontinua.....	35
1.5.2 Ensayo de biodegradabilidad anaerobia en operación semi continua.....	36
1.6 Resultados	37
1.6.1 Desempeño y estabilidad de la DA de SAR a distintas RIS	37
1.6.2 Desempeño y estabilidad de la da de sar en operación semicontinua para distintas VCO	47
1.7 Conclusiones	53

2. Optimización estadística de la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol bovino	55
2.1 Codigestión anaerobia de estiércol bovino y sobrantes alimenticios de restaurante	55
2.2 Caracterización fisicoquímica y elemental de cosustratos	56
2.3 Variables clave de estabilidad: carga orgánica y relación de mezcla entre sustratos.....	58
2.4 Optimización estadística de la codigestión anaerobia.....	59
2.5 Metodología.....	60
2.5.1 Efecto de la carga orgánica y la relación de mezcla en la coda de SAR y EB	61
2.5.2 Determinación de regiones de máximo desempeño en la coda de EB y SAR.....	63
2.6 Resultados	64
2.6.1 Respuesta de la codigestión SAR/EB en función de la carga orgánica y la relación de mezcla	64
2.6.2 Regiones de mejor desempeño en función de la carga orgánica y la relación de mezcla entre	
sustratos.....	71
2.7 Conclusiones	78
3. Evaluación de estabilidad de la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol bovino	80
3.1 Reactores para la digestión anaerobia	81
3.2 Variables de operación de la codigestión anaerobia en operación semicontinua.....	82
3.3 Respuesta de estabilidad de la codigestión anaerobia en operación semicontinua	84
3.4 Metodología.....	85
3.5 Resultados	89
3.5.1 Estabilidad en el arranque	89
3.5.2 Desempeño en el arranque	90

3.5.3 Evaluación de la codigestión de SAR/EB en la relación de mezcla óptima en régimen semi-continuo.....	91
3.6 Conclusiones	99
4. Socialización de Resultados.....	101
5. Conclusiones	103
Referencias Bibliográficas.....	105

Lista de tablas

<i>Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas de los sobrantes alimenticios de restaurante de los comedores universitarios de la Universidad Industrial de Santander</i>	<i>22</i>
<i>Tabla 2. Rendimientos de producción de metano para la DA de SAR a distintas RIS.....</i>	<i>38</i>
<i>Tabla 3. Caracterización fisicoquímica y elemental de cosustratos</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 4. Diseño de experimentos para evaluación de efectos.....</i>	<i>62</i>
<i>Tabla 5. Resultados de análisis ANOVA</i>	<i>68</i>
<i>Tabla 6. Respuesta de estabilidad en la digestión anaerobia en operación semi continua.....</i>	<i>84</i>
<i>Tabla 7. Condiciones de operación en arranque del Biorreactor.....</i>	<i>86</i>
<i>Tabla 8. Condiciones de operación semi-continua</i>	<i>88</i>
<i>Tabla 9. Variables de respuesta de la DA de SAR y EB.....</i>	<i>88</i>
<i>Tabla 10. Rendimiento de biogás</i>	<i>98</i>
<i>Tabla 11. Codigestión anaerobia usando EB y SAR como cosustratos para una VCO de 1 gSV/l*día</i>	<i>99</i>

Lista de figuras

<i>Figura 1. Grupos tróficos y propiedades fisicoquímicas del inóculo</i>	<i>25</i>
<i>Figura 2. Bioquímica de la digestión anaerobia.....</i>	<i>27</i>
<i>Figura 3. Condiciones de operación: DA de SAR a distintas RIS.....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 4. Digestor anaerobio utilizado durante la experimentación.....</i>	<i>36</i>
<i>Figura 5. Parámetros de operación y variables de respuesta DA de SAR en el reactor agitado.....</i>	<i>37</i>
<i>Figura 6. Producción acumulada normalizada de metano para la DA de SAR a distintas RIS.....</i>	<i>37</i>
<i>Figura 7. Producciones diarias de metano para la DA de SAR a distintas RIS</i>	<i>39</i>
<i>Figura 8. Cinética de consumo de SV durante la digestión anaerobia a distintas RIS</i>	<i>41</i>
<i>Figura 9. Concentraciones iniciales y finales de SV con porcentaje de consumo para la DA de SAR a distintas RIS.....</i>	<i>41</i>
<i>Figura 10 Respuesta del pH durante la DA de SAR a distintas RIS.</i>	<i>43</i>
<i>Figura 11. Relación AGV/AT para el inicio y final de la DA de SAR para las distintas RIS</i>	<i>45</i>
<i>Figura 12. Concentraciones iniciales y finales de ART para la DA de SAR para distintas RIS.....</i>	<i>46</i>
<i>Figura 13. Volumen de biogás acumulado a condiciones estándar durante el arranque del reactor.....</i>	<i>48</i>
<i>Figura 14. Comportamiento (a) AT, AGV y (b) capacidad buffer en la etapa final del arranque del reactor.</i>	<i>49</i>
<i>Figura 15. Reducción de ST y SV en el arranque del reactor.....</i>	<i>51</i>
<i>Figura 16. Respuesta de desempeño y estabilidad para la digestión anaerobia de SAR a diferentes velocidades de carga orgánica.....</i>	<i>53</i>
<i>Figura 17. Ejemplos de superficies y curvas de nivel generadas con la MSR.....</i>	<i>60</i>
<i>Figura 18. Diseño central compuesto</i>	<i>63</i>
<i>Figura 19. Rendimientos de metano obtenidos en el proceso de DA.....</i>	<i>66</i>
<i>Figura 20. Evaluación de la estabilidad del proceso centrada en el pH.....</i>	<i>67</i>
<i>Figura 21. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados</i>	<i>68</i>
<i>Figura 22. Variación del pH en el tiempo para los sistemas estudiados</i>	<i>73</i>

<i>Figura 23. Variación de la relación AGV/AT en el tiempo para los sistemas estudiados</i>	73
<i>Figura 24. Rendimiento y volumen acumulado de metano para los sistemas de mono-digestión de estiércol bovino</i>	75
<i>Figura 25. Rendimiento y volumen acumulado de metano para los sistemas de mono-digestión de SAR</i> .	76
<i>Figura 26. Rendimiento y producción acumulada de metano para los diferentes sistemas de co-digestión evaluados</i>	76
<i>Figura 27. Superficie de respuesta del rendimiento de metano para la co-digestión de SAR y EB</i>	77
<i>Figura 28. Comportamiento del rendimiento de metano para la co-digestión de SAR y EB</i>	78
<i>Figura 29. Digestor-Sistema de medición de biogás</i>	86
<i>Figura 30. Evaluación de AGV y AT en el arranque del reactor</i>	89
<i>Figura 31. Capacidad buffer durante el arranque del reactor</i>	90
<i>Figura 32. Volumen normalizado de biogás diario y acumulado durante el arranque del reactor</i>	91
<i>Figura 33. Comportamiento de AGV y pH durante la Co-DA</i>	94
<i>Figura 34. Variación de la capacidad buffer en la Co-DA</i>	95
<i>Figura 35. Volumen de biogás normalizado durante la Co-D</i>	97

Lista de apéndices

Apéndice A. Método volumétrico / Desplazamiento alcalino

Apéndice B. Normalización de la producción diaria de biogás a condiciones de temperatura y presión estándar (273.15K y 1atm)

Apéndice C. Método titrimétrico para la medición de AGV y alcalinidad

Apéndice D. Método gravimétrico – Determinación de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF) en muestras sólidas y semisólidas

Los apéndices están adjuntos en el CD y puede visualizarlos en base de datos de la biblioteca UIS

RESUMEN

TÍTULO: OPTIMIZACIÓN DE LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA DE SOBRESANTES ALIMENTICIOS DE RESTAURANTES Y ESTIÉRCOL BOVINO*

AUTOR: LUIS ENRIQUE LAMBIS BENITEZ**

PALABRAS CLAVE: CODIGESTIÓN ANAEROBIA, SOBRESANTES ALIMENTICIOS DE RESTAURANTE, ESTIÉRCOL BOVINO, OPTIMIZACIÓN, CARGA ORGÁNICA, RELACIÓN DE MEZCLA, ESTABILIDAD, ACIDIFICACIÓN.

DESCRIPCIÓN:

En este trabajo se optimizó desde un enfoque estadístico la co digestión anaerobia de sobantes alimenticios de restaurante (SAR) y estiércol bovino (EB). La optimización se evaluó en términos de la estabilidad del proceso en función de la carga orgánica y la relación de mezcla entre sustratos. La investigación se realizó en 3 etapas. Durante la primera etapa se identificaron las limitaciones operacionales de la digestión anaerobia de SAR. Para cargas orgánicas, representadas en operación discontinua por relaciones inóculo/sustrato de 0,5 y 1, el proceso reportó bajos rendimientos de producción entre 0,14 y 0,07 m³/kgSV. Por otro lado, la digestión de SAR en operación semi continua reportó inhibición por acidificación a una concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) de 4000 mg/l para una velocidad de carga orgánica (VCO) de 2 gSV/l. En la segunda etapa se evaluó el efecto de la carga orgánica y la relación de mezcla de sustratos en el desempeño de la codigestión anaerobia de sobantes alimenticios de restaurante con estiércol bovino. La co digestión de SAR con EB alcanzó un rendimiento de 0,93 m³ CH₄ /kgVS como máximo rendimiento de metano para una carga orgánica de 18 gSV / l y 90:10 proporción de mezcla SAR:EB. Luego, se optimizaron estadísticamente las variables: carga orgánica y relación de mezcla, mediante la ubicación de un diseño central compuesto sobre una región operacional estratégica. La superficie de respuesta del diseño central compuesto reportó como punto de operación óptimo una relación de mezcla SAR/EB de 79/21 a una carga orgánica de 21 gSV/l. Finalmente en la última etapa se validó el óptimo mediante la operación en discontinuo de la codigestión a distintas VCO. Se logró operar en condiciones estables a una VCO de 3 gSV/l soportando concentraciones de AGV de 10000 mg/l.

* Trabajo de investigación

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela Ingeniería Química. Directores: Liliana del Pilar Castro Molano, PhD. y Humberto Escalante Hernández. PhD.

ABSTRACT

TITLE: OPTIMIZATION OF ANAEROBIC CODIGESTION OF FOOD WASTE AND CATTLE MANURE *

AUTHOR: LUIS ENRIQUE LAMBIS BENITEZ**

KEYWORDS: ANAEROBIC CODIGESTION, FOOD WASTE, CATTLE MANURE, OPTIMIZATION, ORGANIC LOAD, MIXTURE RATIO, STABILITY, ACIDIFICATION.

DESCRIPTION:

In this work, the anaerobic co-digestion of food waste (FW) and cattle manure (CM) was optimized from a statistical approach. The optimization was evaluated in terms of the stability of the process as a function of the organic load and the mixing ratio between substrates. The investigation was carried out in 3 stages. During the first stage, the operational limitations of SAR anaerobic digestion were identified. For organic loads, represented in discontinuous operation by inoculum / substrate ratios of 0.5 and 1, the process reported low production yields between 0.14 and 0.07 m³ /kgSV. On the other hand, the digestion of FW in semi-continuous operation reported inhibition by acidification at a concentration of volatile fatty acids (VFA) of 4000 mg/l for an organic loading rate (OLR) of 2 gSV / l. In the second stage, the effect of the organic load and the ratio of the mixture of substrates in the performance of the anaerobic codigestion of food waste with cattle manure was evaluated. The co-digestion of FW with CM reached a yield of 0.93 m³ CH₄/kgVS as maximum methane yield for an organic load of 18 gSV/l and 90:10 mixture ratio between FW and EB. Then, the organic load and the mixing ratio were optimized as variables through the location of a central design composed of a strategic operational region. The response surface reported by the composite central design indicated as the optimum operating point: 79/21 as the SAR / EB mixing ratio for an organic load concentration of 21 gSV/l. Finally, in the last stage, the optimum was validated by the discontinuous operation of the codigestion at different VCOs. It was possible to operate in stable conditions at a OLR of 3 gSV/l supporting AGV concentrations of 10000 mg/l.

* Master Degree Thesis

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela Ingeniería Química. Directores: Liliana del Pilar Castro Molano, PhD. y Humberto Escalante Hernández. PhD.

Introducción

Según la organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura, anualmente son desechadas más de 1.3 millones de toneladas de residuos de alimentos (FAO, 2012) Se proyecta en los próximos 25 años, un aumento en la generación de este tipo de residuos a nivel mundial, debido al crecimiento demográfico y económico (Uçkun, Trzcinski, Jern., & Liu, 2014). Cerca del 21% de los residuos de alimentos corresponde a los residuos sobrantes de restaurantes (RSR), que por su alta humedad (74-90%), contenido de materia orgánica y volúmenes de generación, están asociados a severos problemas ambientales como la generación de olores, gases tóxicos, lixiviados y contaminación de aguas subterráneas (Zhang et al. 2013).

La digestión anaerobia se ha posicionado como una tecnología eficiente para la disposición de residuos orgánicos (Mata-Alvarez, Dosta, Macé, & Astals, 2011); ya que el consorcio microbiano que se encarga de la biodegradación de los residuos permite convertir la materia orgánica presente, en un producto con valor energético agregado, produciendo energía renovable en forma de biogás y recirculando los nutrientes al concentrarlos en el biol resultante del proceso (Angelidaki & Sanders, 2004) todo esto a un bajo costo operacional.

Diversos estudios reportan que los SAR presentan un alto potencial para la producción de metano (0.44-0.48 m³/ kgSV), lo que los hace un sustrato prometedor para la digestión anaerobia (Neves, Oliveira, & Alves, 2009) dadas su alta concentración de materia orgánica macromolecular (carbohidratos, lípidos y proteínas) (Zhang & Jahng, 2012), porcentajes de humedad y micronutrientes, que posibilitan el desarrollo microbiano anaerobio (Komemoto, y otros, 2009)

Sin embargo, los sistemas de bioconversión anaerobia requieren concentraciones de macronutrientes y micronutrientes, en proporciones y rangos muy específicos, para el correcto

desempeño microbiano. Particularmente, los residuos alimenticios presentan un desequilibrio nutricional en términos de macro y micronutrientes. Es decir, mientras los macronutrientes (Na, K, etc) se encuentran en exceso, con concentraciones que oscilan entre 2.30-3.4%, los micronutrientes (Zn, Fe, Mo, etc) son insuficientes en concentraciones que van de 0.17 a 76 ppm, para relaciones C/N que están fuera del rango óptimo (20-30) (El-Mashad & Zhang, 2010) (Zhang, Su, Baeyens, & Tan, 2014).

El desequilibrio nutricional de los SAR ocasiona inestabilidad del sistema, que se refleja en baja capacidad buffer y acumulación de ácidos grasos volátiles. Lo anterior indica inhibición del proceso, lo que se traduce en baja degradación de la materia orgánica presente en el residuo (Agyeman & Tao, 2014). En este sentido, asegurar el equilibrio nutricional del sustrato es esencial no solo para la estabilidad del proceso, sino también para el máximo aprovechamiento de la materia orgánica presente en el residuo.

Una alternativa para mejorar el equilibrio nutricional en procesos de digestión anaerobia es la adición de un sustrato. La co-digestión anaerobia consiste en la digestión simultánea de sustratos de características complementarias, orientada al mejoramiento de las dinámicas bioquímicas del sistema (Mata-Alvarez, S, & Llabrés, 2000)

Se han demostrado mejoras en el equilibrio de nutrientes para co-digestiones de SAR con estiércoles animales (Wang, Yang, Feng, Ren, & Han, 2012; Zhang, Banks, & Heaven, 2012). Zhang *et al.* (2013) reportaron aumentos significativos en la capacidad buffer, al co-digestar estiércol bovino con residuos de alimentos, mientras El-mashad *et al.* (2010) alcanzaron incrementos en la producción de biogás asociado a un mejor equilibrio entre los nutrientes.

Sin embargo, en la co digestión se requiere garantizar la estabilidad del proceso en función de la concentración de lípidos (Neves et al, 2009), relación ácidos grasos/ alcalinidad total

(Nielsen, Uellendahl, & Ahring, 2007), salinidad (Jard, y otros, 2012), humedad (Mata Álvarez et al 2000), relación carbono nitrógeno (Bouallagui, Lahdheb, Ben Romdan, Rachdi, & Hamdi, 2009), relación de mezcla entre sustratos (Han, Beherab, & Parka, 2012), etc.

En este orden de ideas, para asegurar una operación estable es necesario que los parámetros de estabilidad interactúen y se equilibren mutuamente, manteniendo los rangos de operación adecuados (García-Gen, Rodríguez, & Lema, 2014) Por lo tanto, para asegurar a nivel operacional la estabilidad del sistema se requiere un método de optimización, que de manera simultánea evalúe las interacciones entre las variables que influyen directamente sobre la estabilidad y prediga los valores óptimos de operación.

La estrategia tradicional de optimización para un sistema multivariable, implica numerosos experimentos secuenciales y no suele explicar la interacción entre las variables (Han et al. 2012). Un enfoque estadístico es una forma eficiente de optimizar simultáneamente los factores que están relacionados entre sí, realizando un diseño experimental que permita optimizar el sistema con menos experimentos, lo que posibilita una comprensión global del proceso al establecer la interacción de las variables independientes dada una variable de respuesta (Cho et al., 2013). La metodología de superficies de respuesta es una técnica ampliamente usada para determinar variables de operación óptima en procesos de co-digestión anaerobia (Riaño et al., 2011). Por lo tanto el objetivo de este trabajo de investigación es alcanzar el equilibrio del sistema de co digestión de los sobrantes alimenticios del restaurante de la universidad con estiércol bovino, mediante la optimización de los parámetros de estabilidad del proceso.

Este libro está dividido en tres capítulos. En el primero se evaluará el efecto de la carga orgánica en el desempeño y la estabilidad de la digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante en operación discontinua y semicontinua. En el segundo capítulo se optimizará la

codigestión de sobrantes alimenticios de restaurante con estiércol bovino a partir de las variables claves de estabilidad. Por último, en el tercer capítulo se evaluará la estabilidad y desempeño del óptimo en operación semi continua.

1. Valorización energética y gestión de sobrantes alimenticios de restaurante mediante digestión anaerobia

1.1 Sobrantes alimenticios de restaurante: gestión y potencial energético

Un tercio de la comida que compramos termina en la basura. Según la organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura, anualmente son desechadas más de 1.3 millones de toneladas de residuos de alimentos (FAO, 2012) Se proyecta en los próximos 25 años, un aumento en la generación de este tipo de residuos a nivel mundial, debido al crecimiento demográfico y económico (Uçkun, Trzcinski, Jern., & Liu, 2014). Cerca del 21% de los residuos de alimentos corresponde a los sobrantes alimenticios de restaurante (SAR), que por su alta humedad (74-90%), contenido de materia orgánica y volúmenes de generación, están asociados a severos problemas ambientales como la generación de olores, gases tóxicos, lixiviados y contaminación de aguas subterráneas (Zhang et al., 2013).

Algunos de los mecanismos de gestión convencionales para sobrantes de alimentos como: la disposición en rellenos sanitarios, la incineración y el uso del residuo como suplemento alimenticio en granjas de animales, han ido en detrimento en los últimos años (Hyun *et al.* 2013). Los rellenos sanitarios no responden de manera eficiente a los grandes volúmenes de producción del residuo en especial en contextos urbanos donde el espacio para la ubicación del relleno es una variable operacional limitante (Curry & Pillay, 2012). Del mismo modo, el gasto energético que implica la incineración y el impacto ambiental que causa al generar polución, hacen de este proceso una vía de gestión poco viable económica y ambientalmente (Ahring, 2013). Por su lado, la propagación de enfermedades en animales a través de los residuos de alimentos que no son

procesados adecuadamente a la hora de utilizarlos como comida en criaderos porcicultores, ha hecho que las regulaciones legales sean más estrictas para este tipo de gestión (Zhang et al. 2014). Lo que ha orientado las investigaciones a la búsqueda de alternativas de valorización y gestión para los sobrantes alimenticios.

La digestión anaerobia (DA) se ha posicionado como una tecnología eficiente para la disposición de residuos orgánicos (Mata-Alvarez, Dosta, Macé, & Astals, 2011); ya que el consorcio microbiano que se encarga de la biodegradación de los residuos permite convertir la materia orgánica presente, en un producto con valor energético agregado, produciendo energía renovable en forma de biogás y recirculando los nutrientes al concentrarlos en el biol resultante del proceso (Angelidaki & Sanders, 2004) Todo esto a un bajo costo operacional.

1.2 Caracterización de sobrantes alimenticios de restaurante e inóculo

La afinidad en términos bioquímicos entre el sustrato y el inóculo puede reportar efectos negativos o positivos en el desempeño metabólico de procesos de degradación biológica como la digestión anaerobia. Dicha afinidad puede evaluarse cualitativamente en términos de las propiedades fisicoquímicas de las especies participantes, para así identificar características complementarias y posibles factores de inhibición, que direccionen el diseño y parámetros de operación para potenciar las primeras y amortiguar el efecto de las segundas.

1.2.1 Sustrato: sobrantes alimenticios de restaurante. La búsqueda de alternativas energéticas a los combustibles fósiles ha virado a contemplar en la biomasa una fuente de energía alternativa. El potencial energético de los residuos orgánicos y la eficiencia de determinada tecnología para su gestión están definidos por las propiedades específicas de la biomasa. La caracterización de sustratos en digestión anaerobia permite identificar las ventajas y desventajas bioquímicas implícitas en las propiedades del residuo orgánico de interés.

Primero es importante definir el residuo con el que se trabajará en esta investigación. Hablar de residuos alimenticios implica referir la variedad de residuos que son generados a lo largo de la cadena de producción de alimentos para consumo humano. Se incluyen en este grupo: los residuos agrícolas, los residuos de cosecha, los alimentos que son descartados por no cumplir los lineamientos de calidad, los sobrantes pre cocción, los sobrantes post cocción, etc. Los residuos postcocción, llamados en este libro sobrantes alimenticios de restaurante (SAR), al haber sido sometidos a un proceso térmico, son más propensos a presentar una rápida degradación y por ende a la liberación de olores y lixiviados.

Las propiedades de los SAR, como su contenido nutricional, varían según el contexto geográfico y cultural. Por ello es importante definir la identidad del residuo mediante caracterización. En un contexto más cercano, el servicio de comedor universitario ofrecido por la Universidad Industrial de Santander, produce 5850 Kg de sobrantes alimenticios de restaurante (SAR) mensuales. Actualmente los SAR generados, son destinados a granjas porcicultoras vecinas para su uso como suplemento alimenticio, práctica prohibida por la resolución ICA 2640 de 2007.

En la tabla 1 se reportan las propiedades fisicoquímicas de los sobrantes alimenticios de restaurante (SAR) recolectados del restaurante estudiantil de Bienestar Universitario de la UIS. Las muestras se recolectaron durante tres semanas durante el almuerzo (entre 11 am y 1 pm); ya que en ese rango horario se identificó una mayor tasa de residuos (División de Bienestar Universitario UIS., 2013). Posteriormente y con periodicidad diaria, los residuos fueron sometidos a un proceso de homogenización mediante triturado en el Laboratorio de Biotecnología, donde fueron almacenados en bolsas plásticas y congelados para luego ser sometidos a la caracterización respectiva.

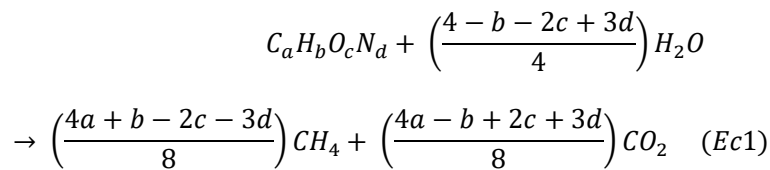
Tabla 1.

Propiedades fisicoquímicas de los sobrantes alimenticios de restaurante de los comedores universitarios de la Universidad Industrial de Santander

Humedad (%)	78,83
Proteínas (%)	3,115
Carbohidratos (%)	69,175
Lípidos (%)	16,115
Lignina (%)	0,01
Hemicelulosa (%)	6,165
Carbono (%)	43,28
Hidrogeno (%)	5,19
Oxígeno (%)	36,345
Nitrógeno (%)	3,115
Azufre (%)	0,45
AGV/AT	1,8
pH	4,095
Sólido Totales (g/kg)	197,1
DQO (g/kg O ₂)	1257,25
Sólidos Volátiles (g/kg)	172,5

En primer lugar, puede observarse en los valores obtenidos que los SAR son esencialmente materia orgánica de fácil degradación, hecho evidenciado en los porcentajes de concentración de macro-componentes (carbohidratos, lípidos y proteínas). Esto, sumado

a las concentraciones de ST y SV de 197.1 y 172,5 g SV/kg para ST y SV, posicionan a los SAR como un sustrato atractivo para la biodegradación anaerobia. Por otro lado, se observa un porcentaje de humedad de 78,83% favorable para el crecimiento microbiano (Kumar, 2008). Mediante el análisis elemental reportado es posible estimar un valor teórico del potencial de producción de metano de la matriz de SAR elegida para los experimentos. Este valor, se conoce como potencial teórico de biometanización y puede ser calculado mediante una relación (Ec2) basada en el balance estequiométrico que representa la degradación anaerobia del sustrato (Ec 1) (Roati et al. 2012; Sobotka et al. 1983; O'Rourke 1968):



$$PBM_T \left[\frac{m^3 CH_4}{kg SV} \right] = \frac{\left(\frac{4a + b - 2c - 3d}{8} \right) * 22.4}{12a + b + 16c + 14d} \quad (Ec2)$$

A partir de las expresiones anteriores se obtiene un prometedor potencial de 0,54 $m^3 CH_4/kgSV$. La digestión anaerobia y más específicamente la estabilidad del proceso es sensible a factores ambientales como el pH y nutricionales como la relación ácidos grasos volátiles (AGV) / alcalinidad total (AT). En este sentido, el pH ácido de los SAR reportado en la tabla de caracterización no es adecuado para el metabolismo microbiano de archeas metanogénicas, por lo que se requiere que el inóculo utilizado presente un pH lo suficientemente elevado para contrarrestar este efecto. En ese orden de ideas, la relación AGV/AT es una medida de regulación, que cuando se encuentra en un rango adecuado

(0.4-0.8) denota el aprovechamiento de los AGV disponibles para el metabolismo anaeróbico normal balanceado por la presencia de componentes alcalinos que amortigüen el proceso en caso de acidificación, esto es particularmente importante durante el arranque del proceso (Campos Pozuelo, 2001). Entonces el valor de AGV/AT de 1.8 señalado para los SAR, indica que estos presentan relativamente altas concentraciones de AGV con respecto a la AT lo que podría implicar inhibición en el proceso por acidificación (Chen, Cheng, & Creamer, 2008) (Cirne, Paloumet, Björnssona, Alves, & Mattiasson, 2007). Por lo tanto, es prioritario que el inóculo que se utilice proporcione el material buffer suficiente para amortiguar los efectos inhibitorios asociados a la acumulación de ácidos grasos volátiles. (Lorenzo Acosta & Obaya Abreu, 2005) (Raposo, Banks, Sievert, Heaven, & Borja, 2006).

1.2.2 Inóculo: Lodo Anaerobio Agotado. Se utilizó un lodo activado de estiércol bovino (EB) como inóculo. Este fue recolectado en la planta de sacrificio del frigorífico Vijagual, Ubicada en el Km 8 de la vía Bucaramanga Rionegro, Santander y transportado al laboratorio en recipientes herméticos. Debido al alto contenido de materia orgánica del estiércol fresco, este se mantuvo en un reactor agitado con capacidad para 23 L, manteniendo un volumen de 18 L en condiciones de anaerobiosis, el estiércol fue sometido a un proceso de agotamiento de seis meses durante el cual los microorganismos endógenos biodegradaron la materia orgánica disponible hasta casi agotarla, convirtiendo el estiércol en un lodo anaerobio activado.

Se presenta la distribución de grupos tróficos del inóculo en la figura 1 y un resumen de sus características fisicoquímicas en la tabla 2. Como se observa, el estiércol bovino es

de naturaleza hidrolítica (53% de BH) y cuenta con enzimas específicas que degradan fácilmente la celulosa, hemicelulosa e incluso lignina ya que son parte de la alimentación de herbívoros (Quintero-Vega y Rondón-Castro 2012; Tsavkelova et al. 2012). Adicionalmente, las bacterias hidrolíticas presentes en el inóculo degradan eficientemente el almidón de los SAR (Álzate-Moncada 2015). Es de destacar la alta proporción de BSR; sin embargo, estas se comportan como acetogénicas dada la baja (casi nula) disponibilidad de sulfuros en los sustratos (Oude Elferink et al. 1998).

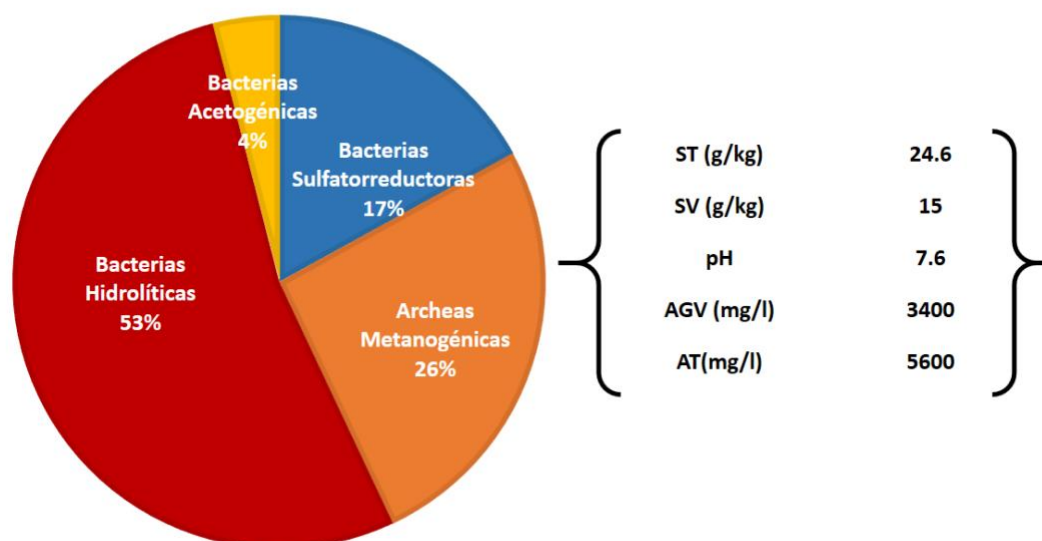


Figura 1. Grupos tróficos y propiedades fisicoquímicas del inóculo

1.3 Bioquímica de la Digestión Anaerobia

La DA es un proceso de conversión biológica en ausencia de oxígeno donde el carbono orgánico, es llevado a su estado más oxidado CO_2 y a su estado más reducido CH_4 , gracias a la acción de un consorcio microbiano. La DA permite obtener a partir del residuo o sustrato una mezcla de gases, con potencial energético, llamada biogás y un lodo efluente estabilizado o biol,

con alto contenido nutricional que puede usarse como acondicionador de suelos (Rivera González, Plata Martínez, Castro Molano, Guzmán Luna, & Escalante Hernández, 2012; Kumar S. , 2008).

La DA de materiales complejos, es un proceso bioquímico que involucra cuatro etapas: a) la hidrólisis de las macromoléculas como polisacáridos, lípidos y proteínas, b) la acidogénesis de los monómeros, c) la acetogénesis y d) la metanogénesis. La **hidrólisis** es el primer paso de la digestión anaerobia debido a que los complejos materiales que componen el sustrato primario, carbohidratos, lípidos y proteínas, deben ser despolimerizados y solubilizados hasta la obtención de monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga y glicerol, y aminoácidos, respectivamente, mediante la acción catalizadora de enzimas que han sido liberadas al medio por las bacterias aeróbicas y anaeróbicas. Esta etapa incluye además biotransformaciones reductoras u oxidantes, requeridas por ejemplo en la escisión de enlaces disulfuro (Angelidaki, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011).

La etapa hidrolítica, determina el tiempo de retención requerido en los biorreactores metanogénicos debido a la presencia de materia orgánica en altas concentraciones, a la presencia de fibra, proteínas fibrosas en lugar de globulares o solubles, y lípidos con tamaño de partícula y condiciones ambientales (pH y tensión superficial) no aptas para el proceso.

La **acidogénesis**, es el segundo paso del proceso de digestión anaerobia. Es un proceso fermentativo donde los monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga, glicerol, y aminoácidos, obtenidos en la etapa anterior, se degradan hasta la generación de acetato, propionato y butirato, ácidos orgánicos y ácidos grasos de cadena corta, con residuos de dióxido de carbono (CO₂) e hidrógeno (H₂). A su vez, el propionato y butirato también se degradan a los productos finales de la fermentación (hidrógeno, dióxido de carbono, acetato) que son los precursores de la formación de metano en la metanogénesis.

Durante la **acetanogénesis** se produce principalmente acetato. Esta etapa compite con la metanogénesis hidrogenotrófica, por sustratos como el metanol, H_2 y formiato. Finalmente la **metanogénesis** acetoclástica utiliza el acetato para la generación de biogás, rico en metano y CO_2 . En esta etapa la producción de metano representa el 72% del total generado en la digestión anaerobia. (Angelidaki *et al.* 2011). Los metanógenos y los agentes acidógenicos forman una relación microbiana de beneficio mutuo, en el que las archeas metanogénicas convierten los productos finales de la fermentación a metano y dióxido de carbono. Los microorganismos responsables por la producción de metano, son anaerobios estrictos obligados, los microorganismos responsables de la hidrólisis y la fermentación son facultativos y anaerobios obligados. La metanogénesis, por su parte es, en la mayoría de los casos, el paso limitante del proceso general. La figura 2, resume esquemáticamente las etapas en la que ocurre la DA, detallando los precursores metabólicos de cada etapa hasta llegar a la formación de biogás.

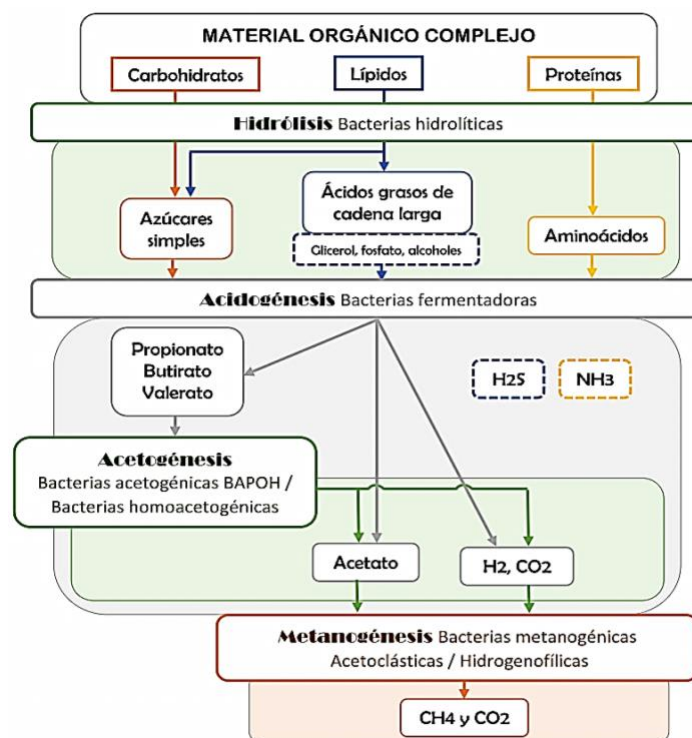


Figura 2. Bioquímica de la digestión anaerobia

1.3.1 Parámetros de estabilidad en procesos de biodegradabilidad anaerobia. Dadas las complejas interacciones bioquímicas involucradas en los sistemas de digestión anaerobia (DA) y codigestión anaerobia (CoDA), la estabilidad del sistema está relacionada directamente con la interacción de ciertos parámetros.

- **Ácidos grasos volátiles (AGV) y pH:** Los AGV, entre los que se cuentan los ácidos: acético, propiónico, butírico y valérico, son un producto intermedio en la DA (Zhang et al. 2013). Los AGV producidos suelen convertirse finalmente en CH₄ y CO₂, gracias a la acción de los miembros acetogénicos y metanogénicos del consorcio microbiano. Sin embargo, la acumulación de AGV, es un factor inhibitorio del sistema al representar caídas en el pH e incluso la falla del sistema (Buyukkamaci & Filibeli, 2004). Las concentraciones de ácido acético y ácido propiónico son indicadores del desempeño de la DA, ya que tienen un papel dominante en la producción de biogás. La relación ácido propiónico/ácido acético es un indicador de la estabilidad del sistema, relaciones superiores a 1.4 o concentraciones de ácido acético superiores a 0.8 g/l implican inhibición en el sistema (Marchaim & Krause, 1993; Buyukkamaci & Filibeli, 2004). El pH es un parámetro determinante en la digestión anaerobia ya que el consorcio microbiano requiere rangos muy específicos. Para el crecimiento metanogénico se requiere un pH en el rango 6.5-7.2 (Zhao, Yan, Ruan, Zou, & Xu, 2008).
- **Relación C/N:** La relación carbono-nitrógeno (C/N) es un indicador importante para el control de sistemas de tratamiento biológico (Wang et al., 2012) Si es demasiado baja, los microorganismos no podrán metabolizar la materia

orgánica, y si es demasiado alta, hay un exceso de nitrógeno que se acumula en forma amoniacal e inhibe el proceso (Hansen, Angelidaki, & B., 1998) Para una degradación óptima la relación debe estar entre 25 y 30 (Wang *et al.*, 2012).

- **Amonio:** El amoniaco se forma durante la biodegradación de proteínas u otros sustratos ricos en nitrógeno. Se presenta principalmente en forma de amoniaco (NH_4^+) y amonio libre (NH_3) (Yenigün & Demirel, 2013). El nitrógeno amoniacal es un nutriente esencial para el desarrollo de las bacterias que a altas concentraciones es tóxico para las mismas (Walker, Lyer, Heaven, & Banks, 2011) Su concentración aumenta con la temperatura y el pH. El rango de concentraciones amoniacaes que ocasionan inhibición está determinado por el tipo de sustrato, el inóculo utilizado o por las condiciones ambientales. Altas concentraciones de amonio, no solo disminuyen los rendimientos de producción y eventualmente fallos en los biodigestores, sino también causan emisión de amoniaco en el efluente (Park & Li, 2012).
- **Ácidos grasos de cadena larga (AGCL):** Los AGCL como los ácidos oleico, linoleico, palmitoleico, son productos de la degradación de lípidos en procesos de digestión anaerobia (Palatsi, y otros, 2012) Si bien son convertidos a acetato e hidrogeno por las bacterias acetogénicas y luego a metano por las archeas metanogénicas, la biodegradación de AGCL es una etapa limitante en los procesos de DA (Oh & A., 2010; Palatsi, y otros, 2012). Altas concentraciones de AGCL pueden causar fuerte inhibición en la DA. La absorción de AGCL a través de la membrana de las bacterias afecta su metabolismo y transporte. La

inhibición por AGCL ocurre en rangos de concentración de 50-1500 mg/l (Zhang et al. 2014).

- **Micronutrientes y Macronutrientes:** Los micro y macronutrientes juegan un papel importante en la síntesis enzimática y en la actividad metabólica del consorcio microbiano anaerobio que se encarga de la digestión. En este sentido, al igual que los nutrientes elementales como: C, H, O, y N, los microorganismos requieren ciertas cantidades de macronutrientes (Na, K, Mg, Ca, Al) y micronutrientes (Cr, Co, Cu, Ni, etc) (Schattauer, Abdoun, Weiland, Plöhl, & Heiermann, 2011). Sin embargo, pueden ser inhibitorios a concentraciones demasiado elevadas (Appels, Baeyens, & Degre`ve, 2008). Es decir, al no ser biodegradables, los micro y macronutrientes pueden acumularse y causar inhibición. Para sustratos como los sobrantes alimenticios, la concentración de micronutrientes suele ser insuficiente mientras la concentración de macronutrientes es demasiado elevada (Zhang et al. 2011; Zhang et al. 2013).

1.4 Desempeño y estabilidad de digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante

Los sobrantes alimenticios de restaurante, son en esencia materia orgánica fácilmente biodegradable. Lo que se evidencia en sus altas concentraciones de carbohidratos, lípidos y proteínas. Para procesos de digestión anaerobia, la presencia de macro componentes orgánicos de este tipo se traduce en un mayor potencial metanogénico. Sin embargo, esa posibilidad se ve limitada por factores de inhibición diversos tales como: concentraciones excesivas de sales,

insuficiente capacidad buffer en el sistema, poca disponibilidad de micronutrientes, entre otros. Sin embargo, la disponibilidad de materia orgánica es una limitante bioquímica importante a considerar a la hora de definir los rangos operacionales para un proceso estable.

Si bien la disponibilidad de sustrato es esencial para el crecimiento microbiano y en la misma línea para un buen desempeño metanogénico; la concentración del sustrato en digestores anaerobios incide de manera directa en la estabilidad del mismo. Ya que, por ejemplo, a concentraciones excesivas de sustrato puede ocurrir inhibición. Un proceso estable, entonces, implica que el consorcio microbiano puede degradar el sustrato que tiene disponible sin ninguna dificultad metabólica.

Es decir, si se entiende la carga orgánica como la concentración de sólidos volátiles en el digestor; una carga orgánica estable sería aquella concentración de materia degradable con la que el sistema puede lidiar sin inhibirse. Esta carga orgánica límite, a partir de la cual ocurre la inhibición, varía de sustrato a sustrato dependiendo de cómo interactúen sus características fisicoquímicas con la dinámica bioquímica de determinado consorcio.

En este sentido, la viabilidad de la digestión anaerobia como estrategia de gestión y valorización para SAR, depende de establecer en primera instancia, como responde el consorcio a este sustrato en términos de la carga orgánica, para así determinar los alcances y las limitaciones de la digestión anaerobia de residuos de naturaleza rápidamente biodegradable como los sobrantes alimenticios. Esto último corresponde entonces a la primera etapa de este estudio. Para ello se realizará un análisis del efecto de la carga orgánica en el desempeño de generación de biogás y en la estabilidad de la DA de SAR, en operación discontinúa y semicontinúa. Tradicionalmente en operaciones discontinuas la relación inóculo/sustrato puede usarse como variable a la hora de definir la concentración de materia orgánica en los bioreactores. Mientras que en operaciones

continuas y semicontinuas, la velocidad de carga orgánica es el referente operacional para definir dicha concentración.

1.4.1 Efecto de la carga orgánica y la relación inóculo sustrato en la digestión anaerobia de SAR. La relación Inóculo/sustrato (RIS) define la razón del contenido de sólidos volátiles (SV) del inóculo sobre SV adicionados del sustrato. Los estudios de la RIS en digestión anaerobia son particularmente relevantes, ya que al ser una medida de la concentración de materia orgánica en los sistemas.

La RIS puede limitar o potenciar según el caso, la cinética de degradación de la materia orgánica y en última medida la generación de metano. Desde esa perspectiva, un valor óptimo de RIS en el proceso de DA debe asegurar la presencia de los grupos tróficos de bacterias necesarios para la biodegradación de la materia orgánica, al tiempo que asegura que el sistema no se inhiba por exceso de sustrato (Eskicioglu y Ghorbani, 2011). Según Angelidaki (2009), en barridos experimentales de RIS conforme la relación se aproxima a valores inferiores a 1 se observa una disminución progresiva en los rendimientos de producción y por ende una cercanía a la inhibición.

Si bien la relación inóculo/sustrato puede realizarse de diversas formas a escala experimental, Este estudio se centrará específicamente en la que se ajusta a la definición de carga orgánica. Es decir, aquellas relaciones que usen como diluyente el inóculo para plantear una concentración determinada de materia orgánica en el sistema. Se analizará entonces el efecto de la carga orgánica en la DA de SAR utilizando la RIS como variable de operación.

1.4.2 Efecto de la velocidad de carga orgánica en la estabilidad de digestión anaerobia de SAR en operación semi continua. Para la digestión anaerobia en operación continua o semi continua la velocidad de carga orgánica (VCO), expresada en gramos de SV/ litro*día, representa la concentración diaria de sustrato a la que debe operar el digestor. Es decir, define la cantidad de sólidos volátiles que deben alimentarse para mantener una carga orgánica específica.

El desempeño de los digestores anaerobios suele evaluarse considerando múltiples respuestas entre las que se cuentan, el porcentaje de consumo de SV, la producción de metano y la VCO (Nagao et al. 2012). Como medida del desempeño, la VCO debe entenderse también como una medida de la eficiencia de un digestor, ya que limita cuanto sustrato puede ser gestionado dadas las características fisicoquímicas del mismo, la configuración del reactor y los parámetros de operación de la bioconversión. En otras palabras, asegurar operacionalmente que un reactor anaerobio soporte VCO “elevadas” de un sustrato problemático, como un residuo orgánico, es el objetivo a la hora de contemplar la DA como una tecnología de gestión válida y competitiva.

La evaluación de la estabilidad adquiere mayor importancia en operaciones continuas y semi continuas ya que suelen ocurrir en tiempos de operación relativamente más largos en comparación con el régimen discontinuo. La estabilidad en DA implica que la respuesta metabólica del consorcio se encuentre dentro de los rangos bioquímicos aceptables y característicos en términos, de por ejemplo, la fluctuaciones de pH o la respuesta buffer, variables tradicionalmente asociadas a la estabilidad.

La evidencia experimental señala que la VCO es un factor determinante en la estabilidad de la DA, especialmente para residuos de fácil degradación, como los sobrantes

alimenticios de restaurante (SAR). Para Mashad et al (2008) las bio conversiones anaerobias en operación continua de SAR que operan a velocidades de carga orgánica superiores a 2 g SV/l día implican inestabilidad en el digester. La inestabilidad asociada a la carga orgánica deriva de una variedad de factores, relacionados principalmente con desequilibrios en las cinéticas de generación/consumo de productos intermedios durante la ruta de generación de biogás. Este desequilibrio suele ser consecuencia de características fisicoquímicas del sustrato que resultan metabólicamente problemáticas para el consorcio microbiano.


En el caso de los SAR estas dificultades pueden estar relacionadas con su composición nutricional en términos de micro/macro nutrientes y con la mencionada fácil biodegradabilidad. Además se debe considerar que la identidad de los SAR varía en función del contexto geográfico/cultural, por lo que cada matriz tendrá un comportamiento específico al ser biodegradada. Por ejemplo, los SAR de dietas orientales suelen presentar concentraciones de sales en rangos inhibitorios mientras las dietas latinas presentan un contenido mayoritario de carbohidratos por lo que la dificultad de su uso en DA radica en las cinéticas de hidrólisis. Ambos casos pueden implicar inhibición en la generación de biogás pero las estrategias para disminuir el efecto inhibitorio difieren y están definidas por la naturaleza específica del sustrato dado su origen. Se estimará entonces la respuesta de estabilidad de la digestión anaerobia de sobranes alimenticios de restaurante en operación semicontinua distintas velocidades de carga orgánica.

En concreto el objetivo de este capítulo es evaluar el efecto de la carga orgánica en el desempeño y la estabilidad de la digestión anaerobia de sobranes alimenticios de restaurante en operación discontinua y semicontinua.

1.5 Metodología

1.5.1 Ensayo de biodegradabilidad anaerobia en operación discontinua. Se realizó un ensayo de biodegradabilidad anaerobia en operación discontinua para relaciones inóculo sustrato de 0.5; 1; 1.5 y 2 por un tiempo de operación de 30 días. Para ello se utilizaron como biodigestores botellas de vidrio de 50 mL sellados con tapones de butilo y agrafes de aluminio. Se garantizó la anaerobiosis mediante desplazamiento con gas inerte (Nitrógeno). En cada biorreactor, se agregó una cantidad constante de inóculo en términos de sólidos volátiles (SV), y se varió la cantidad de SV de sobrantes alimenticios de restaurante hasta obtener valores de RIS entre 0.5 y 2.0. Para tomar en consideración el metabolismo endógeno se llevó a cabo de manera paralela un experimento blanco, con las mismas condiciones de operación, pero reemplazando el volumen de sustrato con agua destilada. El ensayo se realizó en condiciones mesófilicas a una temperatura de 39°C. Cada digestor fue sometido a agitación manual intermitente diaria. Se consideraron como variables de respuesta la producción de diaria de biogás y la respuesta de pH durante la DA cada cinco días. Las mediciones de biogás se realizaron por triplicado y las de pH mediante pruebas destructivas por duplicado. La información metodológica se resume así:

OPERACIÓN			
Volumen digestor: 50 ml			
Volumen operación: 35 ml			
Tiempo de operación: 35 días			
Temperatura: 39° C			
Agitación manual intermitente			
RIS: 0.5 / 1 / 1.5 / 2			
Inoculo: 0,56 gSV			
Sustrato (g SV)			
1,12	0,56	0,38	0,28



RESPUESTA

VARIABLE	TÉCNICA	PERIODICIDAD
VOLUMEN Metano	Desplazamiento alcalino	Diario
Consumo SV	Gravimétrico	Cada 5 días
pH	pHmetro	Cada 5 días
AGV/AT	Titulación	Día 1- Día 30

Figura 3. Condiciones de operación: DA de SAR a distintas RIS

1.5.2 Ensayo de biodegradabilidad anaerobia en operación semi continua. La evaluación de la digestión anaerobia con alimentación intermitente se realizó en un biodigestor plástico de 5 litros sellado con madera MDF como se diagrama en la figura 4. Con el fin de adaptar el inóculo a los sobrantes alimenticios se ejecutó un arranque del digestor en operación batch seguido de la puesta en marcha del reactor en semicontinúo con alimentación intermitente.

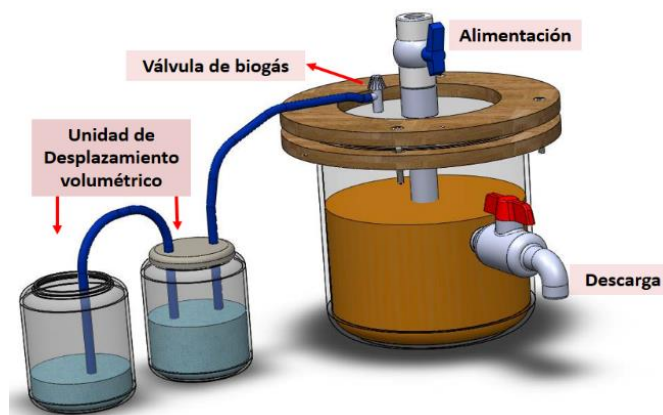


Figura 4. Digestor anaerobio utilizado durante la experimentación

Los parámetros de operación del arranque se especifican en la figura 4. Para la respuesta de desempeño se cuantificó diariamente la producción de biogás mediante desplazamiento volumétrico directo. La estabilidad fue evaluada mediante la respuesta de pH, capacidad buffer y concentración de ácidos grasos volátiles, con muestreos periódicos cada cinco días.

El arranque se dio por concluido una vez las mediciones de capacidad buffer se mantuvieran estables alrededor de un mismo valor. Durante la puesta en marcha fueron evaluadas velocidades de carga orgánica de 1 y 3 g SV/ 1 día. La respuesta de la DA se consideró en términos de producción de biogás, pH, relación AGV/AT y concentración de ácidos grasos volátiles.

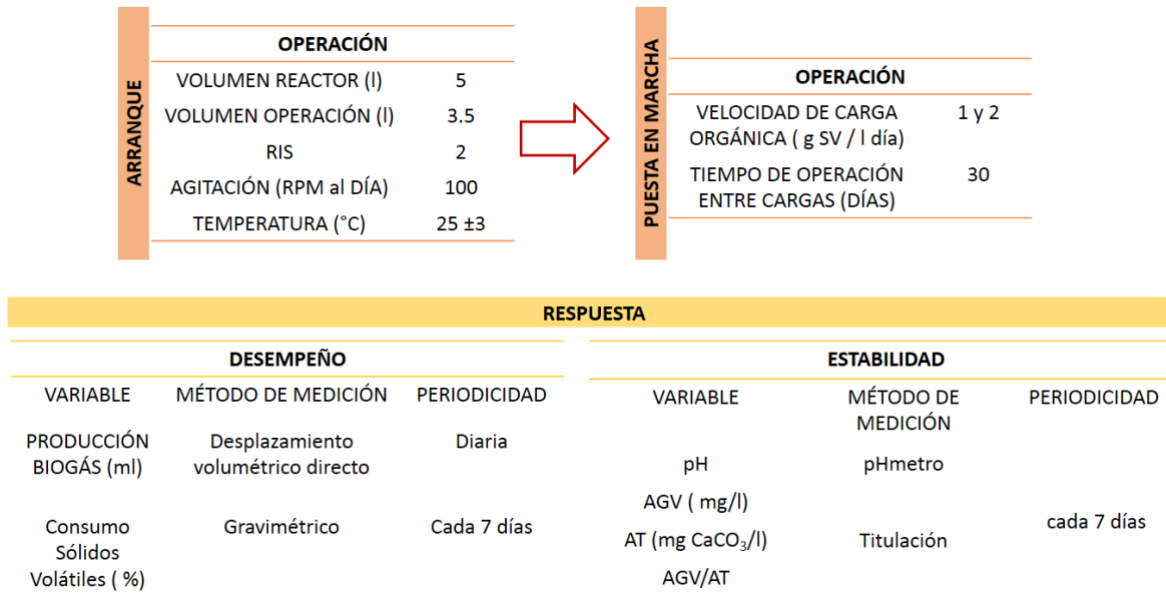


Figura 5. Parámetros de operación y variables de respuesta DA de SAR en el reactor agitado

1.6 Resultados

1.6.1 Desempeño y estabilidad de la DA de SAR a distintas RIS. La figura 5 muestra las producciones acumuladas de metano de los sistemas de digestión a las RIS de 0,5; 1; 1,5 y 2.

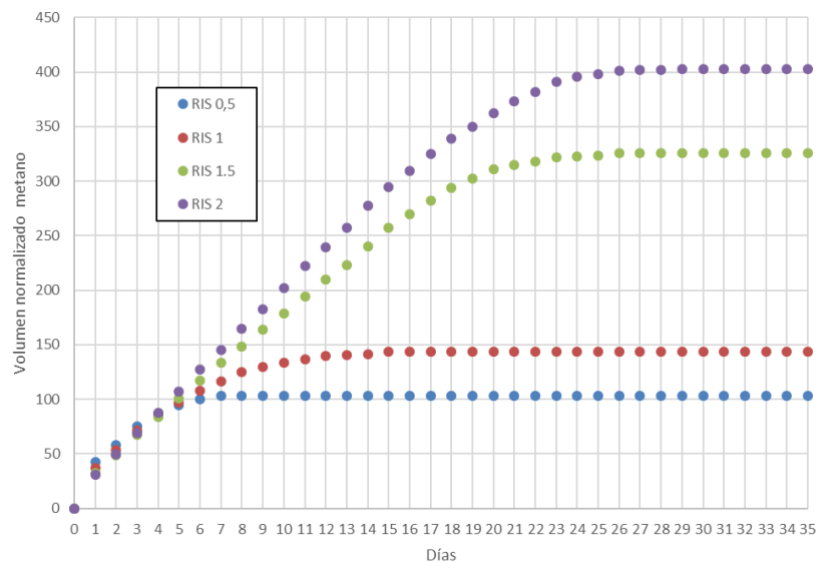


Figura 6. Producción acumulada normalizada de metano para la DA de SAR a distintas RIS

Al ser un metabolito primario, el metano está directamente ligado al crecimiento microbiano de las archeas metanogénicas, por ello las curvas demarcan una tendencia de crecimiento que se estabiliza en una constante horizontal una vez la producción de metano se detiene, indicando a su vez, el final del crecimiento exponencial y el inicio de una fase estacionaria. De igual forma en el crecimiento descrito por las curvas no se presenta una etapa de adaptación, reportándose producciones desde el día uno, lo que indica que el inóculo utilizado para esta investigación a pesar de originarse de una matriz de estiércol bovino para el momento de su uso en la experimentación era un lodo anaerobio activo. La figura 6 permite ver dos tendencias identificables desde el día cinco. Si bien durante los primeros días se observa un arranque común en términos de producción, las curvas se bifurcan definiendo dos RIS en las que se observan producciones ascendentes hasta casi finalizar los 30 días y dos RIS que se inhiben y cesan la producción. La literatura reporta este comportamiento para RIS iguales o inferiores a 1, ya que para muchos sustratos en este nivel de concentración se presenta inhibición por excesiva concentración de sustrato. (Wang *et al.* 2014; Kawai *et al.* 2014). La máxima producción de biogás se reportó entonces para las RIS de 1.5 y 2. En la tabla 2 se resumen los rendimientos de producción obtenidos para las distintas RIS.

Tabla 2.
Rendimientos de producción de metano para la DA de SAR a distintas RIS

Relación inóculo/sustrato	Rendimiento de metano (m³/kg SV)
0,5	0,07
1	0,14
1,5	0,35
2	0,41

Al ser el producto final del metabolismo, el biogás y específicamente el metano, es la respuesta diagnóstica más completa del proceso, por ello puede resultar útil graficar la dinámica de producción metanogénica diaria. En la figura 7 se presenta las producciones diarias de biogás para cada RIS evaluada:

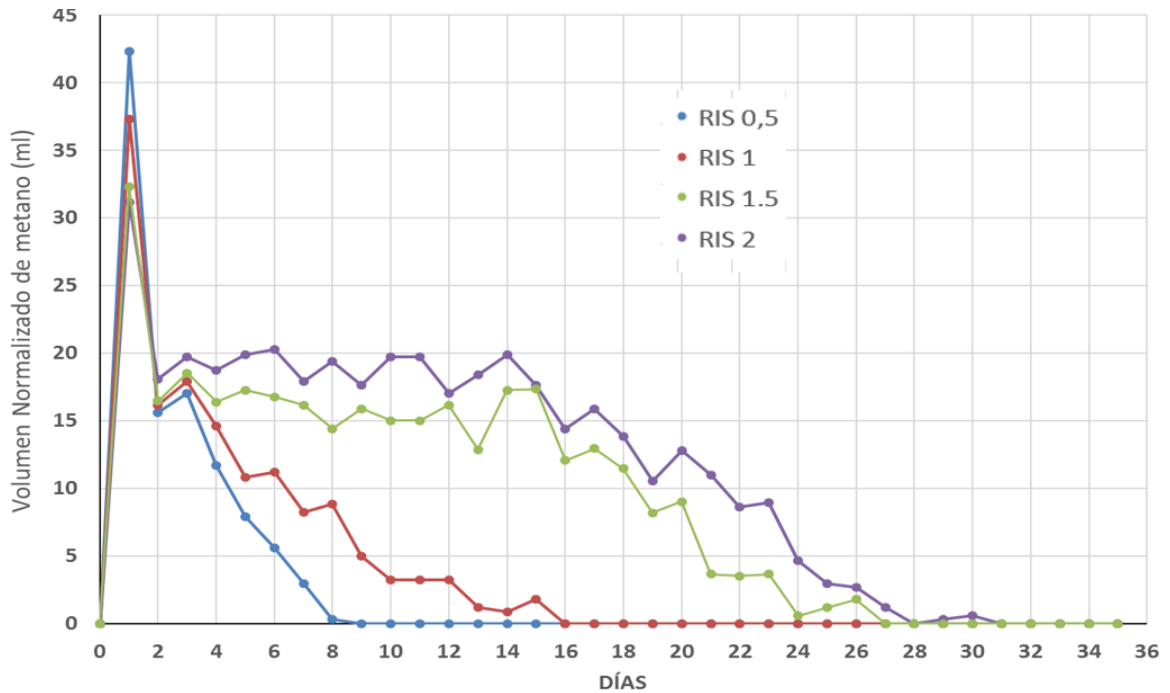


Figura 7. Producciones diarias de metano para la DA de SAR a distintas RIS

Durante el primer día se reporta un pico máximo en la producción de biogás con valores cercanos para todas las RIS. Al no presentar etapa de adaptación y tener alta disponibilidad de sustrato, el consorcio realiza una rápida bioconversión de la fracción orgánica más fácilmente degradable disparando las producciones de biogás durante los primeros 3 días, en los que ocurre el crecimiento vertiginoso de la población microbiana por la disponibilidad de sustrato. Al ser el metano un producto que se genera paralelamente al crecimiento, los sistemas anaerobios responden con producciones similares durante el

arranque del proceso ya que todos inicialmente se encuentran en la fase exponencial de crecimiento microbiano. Sin embargo, puede observarse que desde el día tres para la RIS de 0,5 y 1 se demarca una tendencia de disminución progresiva de la generación de biogás siendo para la RIS de 0,5 más marcada. Esto puede indicar que la cinética de biodegradación de la fracción lábil fue excesivamente eficiente causando un asincronismo entre las cinéticas de hidrólisis/acidogénesis y las de producción de acetato/metano. Estas asincronías tienen como principal consecuencia una inhibición del proceso, muy probablemente causada por productos intermedios de la ruta metabólica que en acumulación pueden resultar inhibitorios, como los ácidos grasos volátiles. Por otro lado, al observar las RIS de 1.5 y 2 se aprecia que luego de los picos de producción iniciales tienen un comportamiento más o menos estable en el tiempo para luego disminuir al final del proceso. En este caso, esta disminución final de la producción no ocurre debido a inhibición sino al agotamiento de la materia orgánica degradable. En las curvas de producciones diarias, el comportamiento del biogás en términos de cantidad y tendencia, es bastante similar para las RIS de 1.5 y 2. Para entender esta similitud hay que considerar que para estas RIS, la concentración de SAR en el digestor es significativamente menor que en los sistemas de RIS de 0,5 y 1; esto sumado a la inhibición reportada en estas últimas, parece indicar que la respuesta de las RIS superiores se debió a que para estas, las 4 etapas de la DA funcionaron en una sincronía metabólica promovida por un ambiente estable. Como ambiente estable se debe entender a las condiciones ambientales ideales para el proceso de bioconversión. La respuesta de biogás para las distintas RIS indica que la DA de SAR es particularmente propensa a no soportar concentraciones elevadas de sustrato, teniendo en cuenta que para las RIS menores la concentración de sustrato es mayor.

Se analizará ahora otra respuesta del desempeño de la biodegradación, a saber, el consumo de materia orgánica representado por los sólidos volátiles (SV). En las figuras 8 y 9 se muestran respectivamente la cinética de consumo de SV y el porcentaje de consumo de SV durante la digestión anaerobia a las distintas RIS:

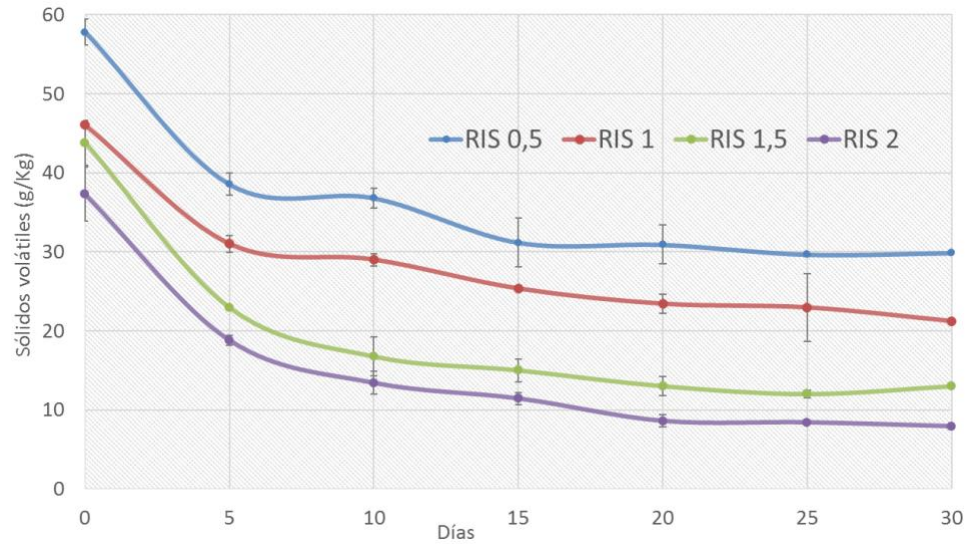


Figura 8. Cinética de consumo de SV durante la digestión anaerobia a distintas RIS

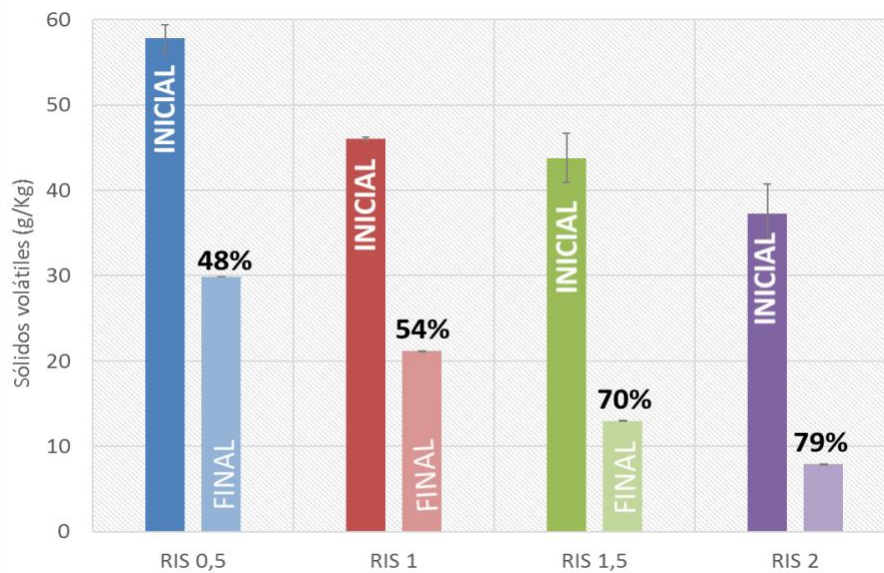


Figura 9. Concentraciones iniciales y finales de SV con porcentaje de consumo para la DA de SAR a distintas RIS

En la figura 8 la disminución progresiva en la concentración de SV para todos los sistemas denota una cinética de consumo de SV acorde con la evolución normal de un proceso de DA (Gray, 2008). Si bien las concentraciones de SV de arranque son distintas para cada RIS en función de la cantidad de SAR para cada digestor (mayor en la RIS de 0,5 y menor para la RIS 1,5), el proceso de biodegradación presenta pendientes de consumo similares para todas las RIS para el día cinco de digestión. Durante este periodo inicial todos los sistemas reportan un consumo de sólidos eficiente que se evidencia en la inclinación de las pendientes. Sin embargo, a partir del día cinco las pendientes de consumo presentan dos tendencias; para la RIS de 0,5 y 1, la inclinación de las líneas entre los días 5 y 20 presenta una inclinación menor a las descritas para las RIS de 1,5 y 2. La tendencia de las curvas arroja un mejor desempeño en términos de consumo de materia orgánica para las RIS de 1,5 y 2, lo que corrobora la inhibición de la DA de SAR reportadas para las RIS de 0,5 y 1 en las curvas de producción de biogás presentadas anteriormente. Entendiendo la eficiencia de consumo de SV como una medida de desempeño indirecta de la digestión de sobrantes de alimentos. Finalmente, para los últimos días de experimentación el consumo de sólidos volátiles disminuye de manera considerable para todos los sistemas lo que revela la estabilización del proceso y con ello el final de la DA en operación discontinua.

La figura 9, resume el consumo de SV para los digestores señalando las concentraciones iniciales y finales para las distintas relaciones inóculo/sustrato, arrojando además el porcentaje de consumo entre estos dos momentos. Las RIS de 0,5; 1; 1,5 y 2 presentaron porcentajes de consumo de 48%, 54%, 70% y 79% respectivamente. Si bien todos los porcentajes son relativamente aceptables para este tipo de procesos, es claro que

para las RIS de 1,5 y 2 las respuestas parecen indicar que el proceso se desarrolló dentro de los parámetros metabólicos de estabilidad requeridos para aprovechar la materia orgánica presente en el digestor. Esto último considerando que, si bien los sistemas de 0,5 y 1 presentan una mayor cantidad de materia orgánica y por ello aparentemente un mayor potencial para el consumo, la concentración de sustrato jugó en contra promoviendo la inhibición. Inhibiciones asociadas a la concentración de sustrato similares a las obtenidas se hicieron evidentes en los estudios realizados por Kawai *et al.*, (2014), Gopi *et al.*, (2014) y Eskicioglu (2014). Se debe entonces analizar la respuesta de la DA de SAR en función de la repuesta de estabilidad monitoreada para entender mejor la inhibición.

En lo que respecta a la respuesta de estabilidad del proceso, en las gráficas que se presentan a continuación se describe la respuesta del pH y los valores capacidad buffer (relación AGV/AT) de arranque y conclusión de la biodigestión anaerobia de sobrantes alimenticios a varias RIS. Iniciando con la figura 10 que caracteriza la respuesta de pH durante el proceso en discontinuo.



Figura 10 Respuesta del pH durante la DA de SAR a distintas RIS.

El pH es un parámetro de estabilidad bastante sensible para una fracción del consorcio microbiano anaerobio, las archeas metanogénicas. Al ser microorganismos acidófilos su desempeño bioquímico óptimo depende de valores de pH en el medio que estén alrededor de 7, sin embargo, en DA suelen funcionar sin inhibirse en rangos que van desde 6.5 hasta 8 (Campos *et al.*, 2012; Wang, 2014). En la gráfica del pH este rango está representado por la región sombreada de color. Como es evidente, a partir del día cinco las 2 RIS menores presentan una caída significativa en el pH y a partir de ahí entre el día 5 y el día 20 la tendencia continúa hasta alcanzar picos inferiores de 4,94 y 5,33 para las RIS de 0,5 y 1 respectivamente; luego entre el día 20 y el día 35 el pH sube sin llegar a ubicarse dentro de la franja de estabilidad. Este comportamiento en el pH indica que los sistemas que contienen mayor cantidad de SAR presentan inhibición por acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) que se produjeron en la etapa de acidogénesis y no fueron metabolizados en etapas posteriores de la digestión. Esta tendencia leída a la luz de los resultados anteriormente analizados explicaría el final prematuro de las producciones de biogás y el relativamente poco consumo de sólidos volátiles reportados por la RIS de 0,5 y 1. En contraste los sistemas evaluados que tenían menor cantidad de SAR presente en los biodigestores parecen mostrar que fueron capaces de mantener la estabilidad durante todo el proceso como se observa en la figura 10, donde las dos RIS superiores estuvieron durante todo el tiempo de digestión dentro del área sombreada. La tendencia en cuestión se ve soportada por un desempeño metanogénico superior y por un consumo de sólidos más eficiente.

En la figura 11 se muestra la capacidad buffer, es decir la relación ácidos grasos volátiles/alcalinidad total para el inicio y final del proceso de DA en las diferentes RIS. Si

bien el riesgo de acidificación existe, la alcalinidad presente en los digestores puede contrarrestar en gran medida la acumulación de ácidos sin que el pH cambie. Sin embargo, para que procesos susceptibles a acidificación se mantengan en operación estable, deben mantenerse los valores de AGV/AT por debajo de 0,8.

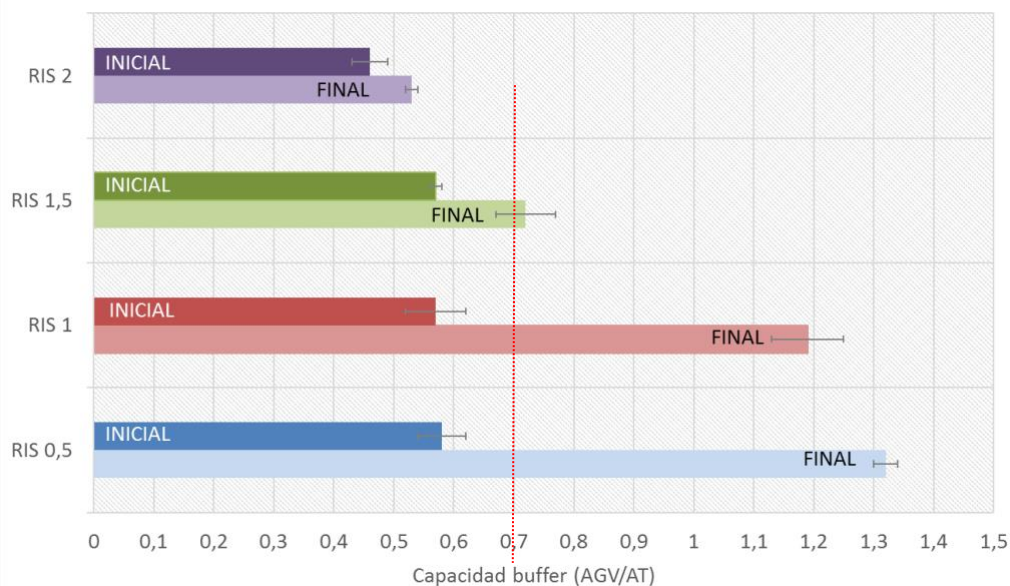


Figura 11. Relación AGV/AT para el inicio y final de la DA de SAR para las distintas RIS

Para el arranque del proceso todos los biodigestores iniciaron la DA en una relación equilibrada de AGV/AT, sin embargo, para el final del proceso las RIS de de 1,5 y 2 evidencian una capacidad buffer de 0,53 y 0,72 mientras las RIS de 1 y 0,5 reportan relaciones AGV/AT de 1,19 y 1,32. Estas últimas muy por encima de la cota superior de estabilidad. Los resultados parecen apuntar a que los SAR como sustrato para DA presentan una pobre capacidad buffer, debida a una clara tendencia a la acidificación e insuficiente alcalinidad para amortiguarla (Kawai *et al.*, 2014; Kalloum *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014). Esta débil respuesta buffer también puede ser síntoma de un desequilibrio nutricional, ya sea por exceso de algunos previos metabólicos inorgánicos como por ausencia de otros.

Esta respuesta aparentemente propensa a la inestabilidad para sistemas con altas concentraciones de residuos de alimentos fue reportada de manera similar a los resultados de este estudio por Eskicioglu *et al.*, (2011) y Tampio *et al.*, (2014).

La figura 12 resume las concentraciones de azúcares reductores totales (ART) presentes en los sistemas de DA al inicio y final del proceso para distintas RIS, incluyendo el porcentaje de consumo de los mismos.



Figura 12. Concentraciones iniciales y finales de ART para la DA de SAR para distintas RIS

Durante la hidrólisis los macro componentes son degradados en formas más simples como azúcares reductores totales, la presencia de estos azúcares es una medida del desempeño hidrolítico del consorcio microbiano. De igual forma, al ser un previo metabólico de la etapa de acidogénesis el porcentaje de consumo de los ART representa en cierta medida la eficiencia con la que son procesados en la etapa posterior para formación de ácidos grasos. Desde ese punto de vista los resultados reportados en la gráfica indican que las RIS de 0,5 y 1 tuvieron un mayor consumo de ART con valores de 89,6% y 85,9%

respectivamente, es decir que los sistemas con una mayor cantidad de SAR evidenciaron una mejor eficiencia en las primeras dos etapas de la digestión, esto debido a la fácil degradabilidad de los sobrantes alimenticios y también a la alta disponibilidad de los mismos en el digester para las RIS menores. Lo anterior se percibe en la acumulación de AGV que se presentó y en general en el pobre desempeño de la DA para las menores RIS. En concreto una limitación importante de la DA de SAR es el contenido de materia orgánica con el que puede lidiar el sistema sin inhibirse, considerando la alta degradabilidad del residuo y su pobre contenido buffer.

1.6.2 Desempeño y estabilidad de la da de sar en operación semicontinua para distintas VCO

1.6.2.1 Arranque. La puesta en marcha de biorreactores en operación continua o semi continúa destinados a la estabilización de residuos mediante degradaciones anaerobias suele estar precedida de una etapa batch. Dicha etapa, no solo permite al inóculo adaptarse al sustrato, sino que promueve el crecimiento poblacional del consorcio. Es decir, el fin del arranque e inicio de la puesta en marcha del biorreactor está definida por el momento en que las respuestas de desempeño y estabilidad evidencien que el consorcio microbiano está en un punto de actividad metabólica plena y estable; y que además la disponibilidad de sustrato disminuyó lo suficiente para que y que se observe una disminución en las tasas de generación de metabolito en este caso metano.

La figura 13 describe la producción diaria y acumulada de biogás normalizada a condiciones estándar. la tendencia ascendente de la curva responde a producciones diarias regulares alcanzando para el día 30 un volumen acumulado de 26837,63 mL y un rendimiento global de 0.44 m³ de Biogás/Kg. En general, el desempeño metanogénico para el arranque se resume en rendimientos de producción diarios cercanos a 0,015 m³ de Biogás/Kg SV·día. Estudios realizados por Kawai et al. (2014) para DA de SAR en condiciones similares a las de este estudio obtuvieron rendimientos entre 0,00393 y 0,05678 m³ de Biogás/Kg SV·día. En el estudio referido, el mayor rendimiento se obtuvo en el digester con una concentración menor de sustrato. Es interesante acotar que los SAR tienen un excelente desempeño metanogénico siempre y cuando la materia orgánica se encuentre en concentraciones relativamente bajas. En general la literatura reporta esta respuesta para RIS mayores que 1 o concentraciones de SAR en el digester que se encuentren por debajo de los 10 gSV de SAR/l. El fin del arranque fue anunciado por una disminución significativa de las tasas de generación de biogás entre el día 20 y 30. Si embargo el comportamiento de los acumulados no reportó tendencia a estabilizarse en un acumulado final y así para el día 30 el proceso se encontraba en un estado de producción de biogás estable.

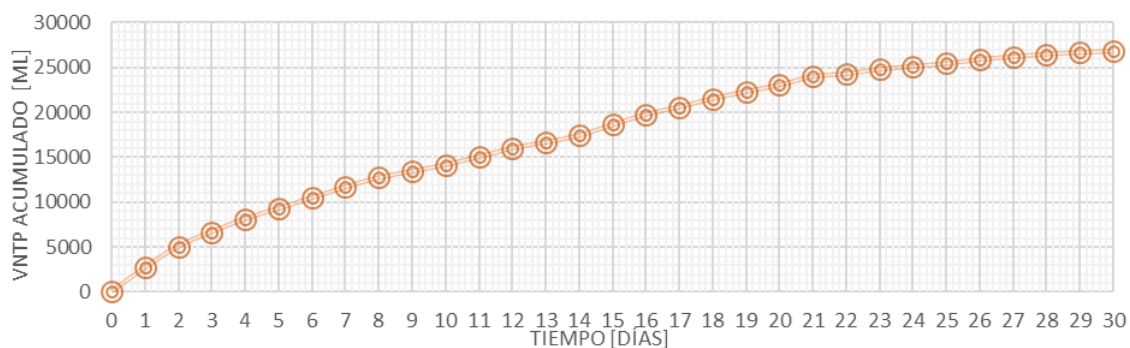


Figura 13. Volumen de biogás acumulado a condiciones estándar durante el arranque del reactor

A partir del día 30, se tomaron muestras diarias para determinar la estabilidad del reactor. La Figura 14 (a) describe el comportamiento de la AT y los AGV durante este periodo de medición. Se evidencia una disminución en la concentración de AGV los cuales fueron degradados en el proceso metabólico, este comportamiento es característico de procesos de DA desempeñándose dentro de los rangos estables (Cirne, Paloumet, Björnssona, Alves, & Mattiasson, 2007). Por otra parte, la existencia de valores superiores de AT favorece el proceso ya que actúa como agente amortiguador, soportando la presencia de AGV favoreciendo el desarrollo de microorganismos metanogénicos (Charles, Walker, & Cord-Ruwisch, 2009).

La capacidad buffer oscila en el rango de 0,4 y 0,8 siendo un índice de buen comportamiento del metabolismo microbiano, esto se observa en la figura 12 (b); para diversos sistemas el rango de estabilidad oscila entre 0,1-0,8 (Yadvika, Sreekrishnan, Kohli, & Rana, 2004) y 0,5-1 (Montalvo Martínez, 2000). Si bien rangos de capacidad buffer inferiores a 0,2 indican cercanía al fin de la digestión, por la baja concentración de AGV (Yadvika, Sreekrishnan, Kohli, & Rana, 2004), por lo cual se debe aprovechar esta dinámica de producción iniciar la puesta en marcha.

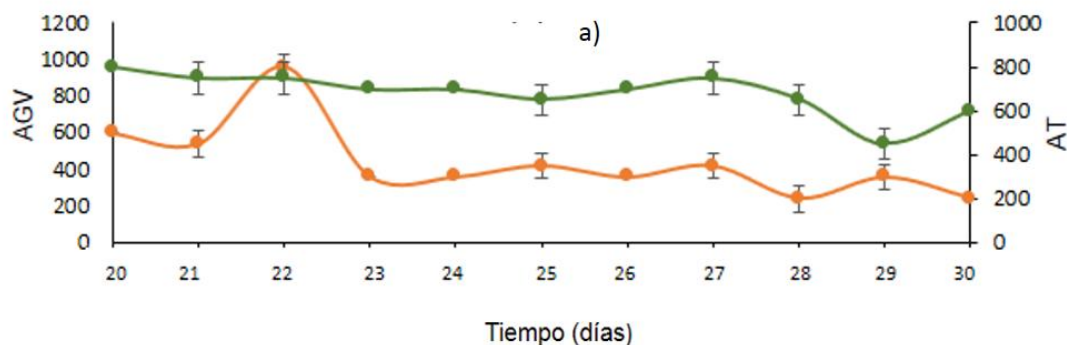
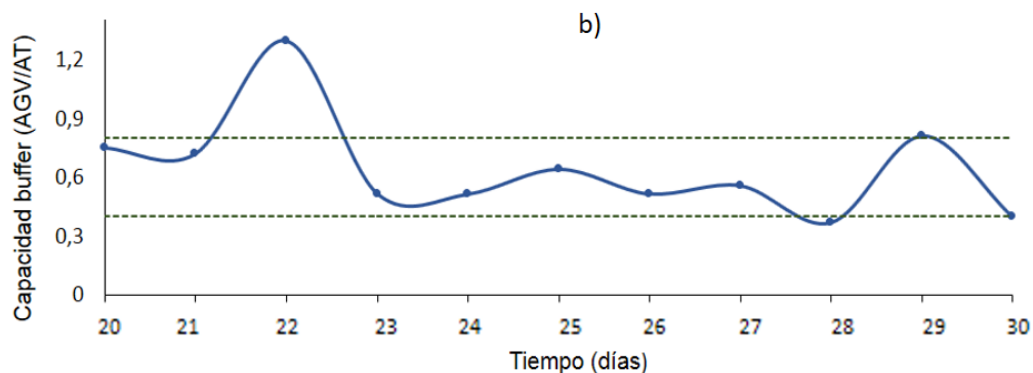


Figura 14. Comportamiento (a) AT, AGV y (b) capacidad buffer en la etapa final del arranque del reactor.



La capacidad buffer oscila en el rango de 0,4 y 0,8 siendo un índice de buen comportamiento del metabolismo microbiano, esto se observa en la figura 14 (b); para diversos sistemas el rango de estabilidad oscila entre 0,1-0,8 (Yadvika, Sreekrishnan, Kohli, & Rana, 2004) y 0,5-1 (Montalvo Martínez, 2000). Si bien rangos de capacidad buffer inferiores a 0,2 indican cercanía al fin de la digestión, por la baja concentración de AGV (Yadvika, Sreekrishnan, Kohli, & Rana, 2004), por lo cual se debe aprovechar esta dinámica de producción iniciar la puesta en marcha.

El desempeño en términos del consumo de sólidos volátiles es descrito figura 15; para el día 40 el consumo fue de 63,08 % para SV, estudios similares reportan para consumos de SV de 95 %, 77,3 % y 60 % para cuando el proceso de DA ha culminado (Aslanzadeh, Rajendran, & Taherzadeh, 2014) (Zang, Zhang, & Li, 2015) (Kondusamy & Kalamdhad, 2014). , de este valor se puede inferir que aún hay materia orgánica disponible para la degradación en esta etapa del arranque.

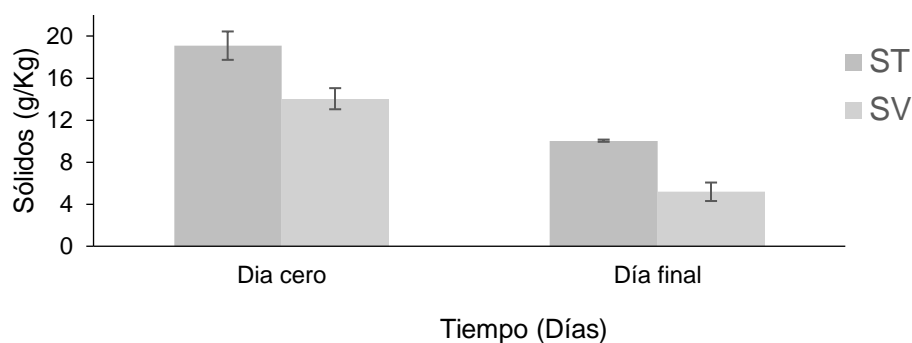


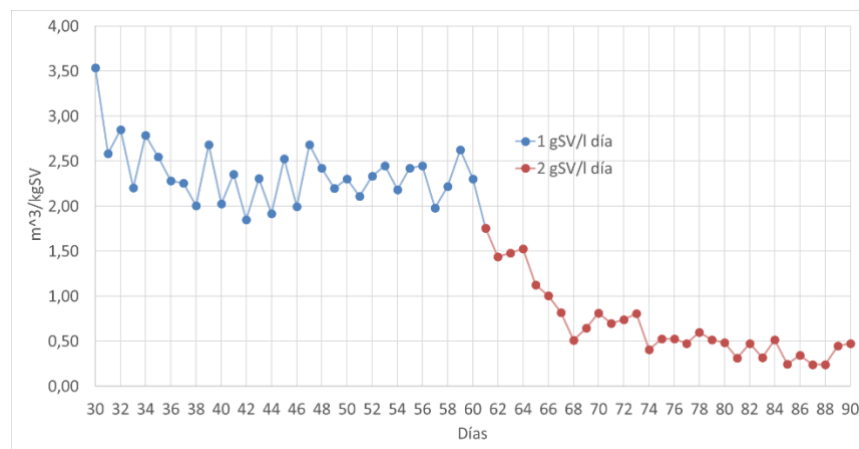
Figura 15. Reducción de ST y SV en el arranque del reactor

1.6.2.2 Puesta en marcha. Una vez alcanzada la estabilidad metabólica, desde la perspectiva del desempeño y la estabilidad, durante el arranque se inició la puesta en marcha. Estudios demuestran que para residuos fácilmente biodegradables como los SAR, valores de OLR iguales a 1 g SV/L*día responden eficientemente en sistemas en continuo (Owamah & Izinyon, 2015) (Gou, y otros, 2014), por esta razón el primer valor de OLR utilizado corresponde a 1 g SV/L*día siendo este un valor bajo, con respecto al valor de inhibición.

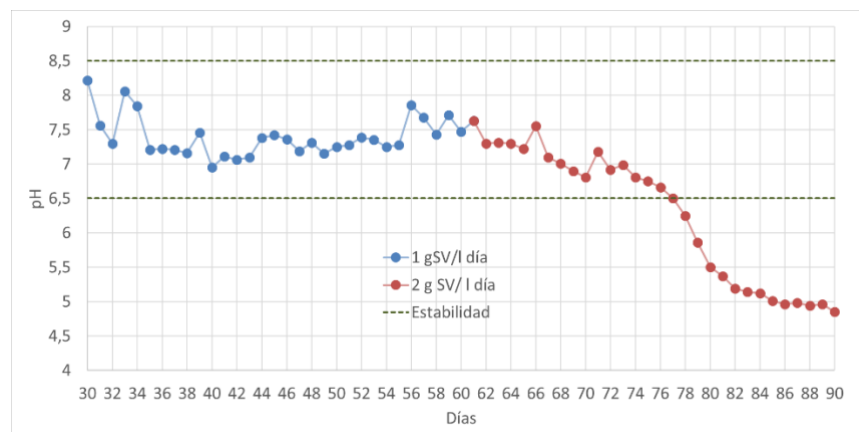
La siguiente Figura 16 indica las producciones de biogás en condiciones estándar para las diferentes etapas del proceso, estas se demarcan en orden de aplicación. Las producciones de biogás en la OLR de 1 g SV/L·día fluctúan en un rango de 1629,39 y 3047,40 mL, debido a la adaptación de los microorganismos a las cargas diarias. El tiempo total de operación de esta OLR es de 39 días, tiempo establecido para el consumo de la materia orgánica (Martí Herrero, 2008), este comportamiento indica la estabilidad del proceso. Se encontraron estabilidades similares en los estudios realizados por Owamah & Izinyon (2015) para sustratos fácilmente biodegradables como los SAR. Los valores de pH (b) reportados en la figura para la de 1 g SV/L·día comprueban la estabilidad del

proceso ya varían dentro del rango de operación para procesos de DA (Parra Orobio, y otros, 2014). Posteriormente se sometió al sistema a una carga de 2 g SV/L·día y se observa durante los primeros días que el sistema respondió de manera positiva pero una vez avanzó el tiempo de operación los valores de concentración de ácidos grasos volátiles (c) aumentaron en concentraciones lo suficientemente elevadas para generar una caída drástica en el pH y en los rendimientos de biogás, al tiempo que se reporta una oscilación fuera de la zona de estabilidad en los rangos de capacidad buffer (d). Los SAR dada su naturaleza fácilmente degradable no soportan cargas orgánicas de 2 gsv/ día l cuando se opera en discontinuo y alimentación intermitente por lo que se requiere identificar estrategias que garanticen un mejoramiento en las condiciones de estabilidad del sustrato durante el proceso de bio conversión anaeróbica.

a)



b)



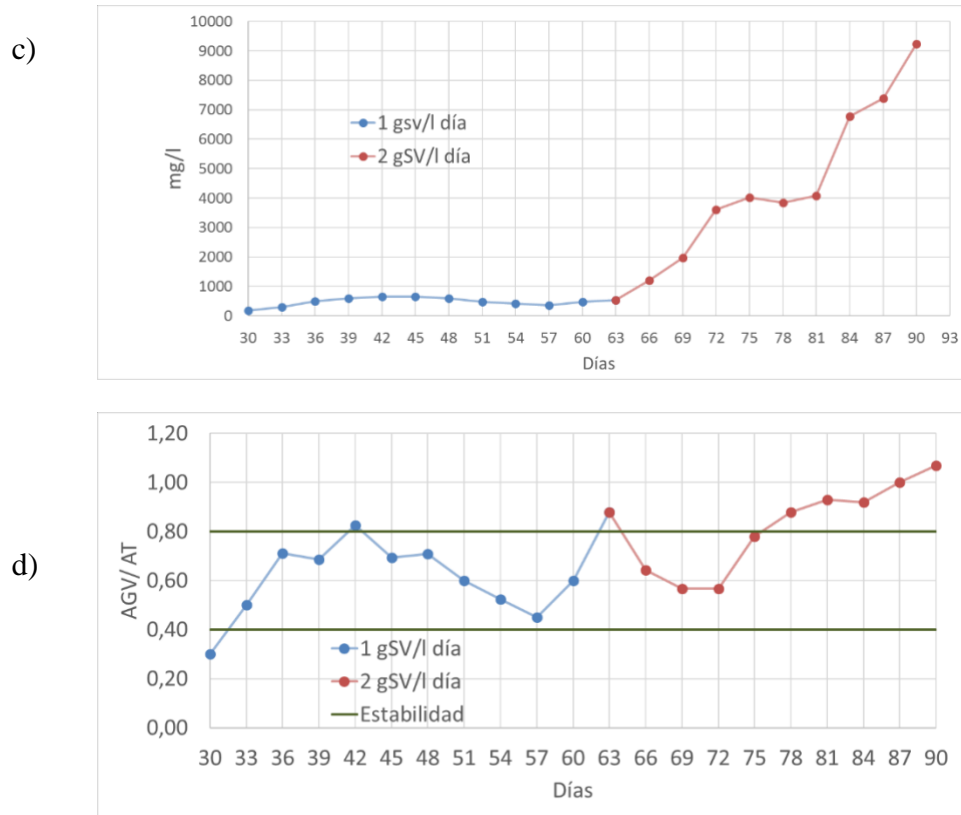


Figura 16. Respuesta de desempeño y estabilidad para la digestión anaerobia de SAR a diferentes velocidades de carga orgánica

1.7 Conclusiones

Para cargas orgánicas, representadas en operación discontinua por RIS de 1.5 y 2, el proceso de digestión anaerobia de sobrantes alimenticios reporta rendimientos entre 0,35 y 0,41 m^3/kgSV . Mientras para una carga orgánica en operación semicontinua representada por una VCO de 1 gSV/l reporta una producción promedio diario estable de 2,37 litros.

El desempeño y la estabilidad de la digestión anaerobia de residuos rápidamente degradables como los sobrantes alimenticios de restaurante, están limitados por un desbalance entre producción y consumo de AGV por parte del consorcio microbiano anaerobio.

En operación discontinua para concentraciones de carga orgánica configuradas como relaciones inculo sustrato inferiores o iguales a 1 presentaron inhibición por acidificación presentando caídas drásticas del pH durante los primeros días de operación.

En operación semi continua para una velocidad de carga orgánica de 2 gSV/l día, el digester no logró lidiar con concentraciones de AGVs de 4000 mg/l colapsando durante la puesta en marcha.

La viabilidad de la tecnología como estrategia de gestión depende de encontrar mecanismos que le proporcionen al sustrato estabilidad en términos de capacidad buffer.

2. Optimización estadística de la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol bovino

2.1 Codigestión anaerobia de estiércol bovino y sobrantes alimenticios de restaurante

La biodegradación anaerobia ocurre en cuatro etapas, cada una con una cinética particular que debe estar en sincronía metabólica con las otras para asegurar la estabilidad del proceso. En este sentido la DA de los SAR es especialmente sensible a la inhibición por dos factores principalmente, el primero, la rápida biodegradabilidad de los SAR que puede ocasionar un desbalance entre la producción y el consumo de compuestos previos al metano, como los ácidos grasos volátiles (AGVs), cuya acumulación puede causar acidificación en el proceso (Agyeman & Tao, 2014); y el segundo, el desequilibrio nutricional que presentan los SAR en términos de macro y micronutrientes. Es decir, mientras los macronutrientes (Na, K, etc) se encuentran en exceso, los micronutrientes (Zn, Fe, Mo, etc) son insuficientes para relaciones C/N que están fuera del rango óptimo (20-30), lo que es un factor limitante en la DA de SAR, teniendo en cuenta que para el correcto desempeño metabólico los microorganismos requieren concentraciones nutricionales específicas (El-Mashad & Zhang, 2010) (Zhang, Su, Baeyens, & Tan, 2014).

En este sentido, la factibilidad de la DA como estrategia de gestión de los SAR depende de contrarrestar la inhibición para mejorar la estabilidad del proceso, en términos de la capacidad buffer y el equilibrio nutricional, para mitigar una acumulación de AGVs y favorecer el metabolismo microbiano. Una forma de superar las desventajas de la monodigestión, es digerir de manera simultánea sustratos con características complementarias, proceso denominado codigestión anaerobia (CoDA). La CoDA permite aprovechar la sinergia de la mezcla de sustratos,

ajustando la cantidad de nutrientes, la relación C/N, la humedad, entre otras, mejorando las dinámicas bioquímicas del sistema en términos de variables de desempeño y estabilidad como producción de biogás, capacidad buffer, pH, etc. (Campos , Elías, & Flotats, 2012).

Partiendo de que la co-digestión anaerobia (CODA) es la digestión simultánea de dos o más sustratos. La aplicación de ésta tecnología trae consigo ventajas de tipo ambiental y económico. Sin embargo, digerir más de un sustrato implica una cuidadosa selección de los mismos para garantizar una interacción eficiente. Lo que se busca con la coDA es alcanzar un balance nutricional en términos de relación C/N, y macro y micro nutrientes, así como la dilución de componentes potencialmente inhibidores.

En el caso de los SAR, los estiércoles animales, como el estiércol bovino, han sido ampliamente recomendados como cosustrato dadas su buena capacidad buffer y su alto contenido de elementos traza, buscando obtener una mejor eficiencia y estabilidad en la volatilización anaerobia.

2.2 Caracterización fisicoquímica y elemental de cosustratos

La tabla 6. presenta la caracterización fisicoquímica y elemental de los cosustratos. En términos generales el EB presenta un pH básico que puede contribuir a compensar la acidez de los SAR en un escenario de codigestión

Tabla 3.
Caracterización fisicoquímica y elemental de cosustratos

	ST ^a	SV ^a	SV/ST ^b	Ph	Capacidad buffer	Humedad ^b	Carbohidratos ^c	Lipidos ^c	Proteína ^c
SAR	150	130,9	87	5,5	1,79	86,2	69,2	16,1	3,11
EB	114	85	74	8,2	0,8	77	47,7	2,44	9

	C ^c	N ^c	S ^c	K ^d	Ca ^d	Mg ^d	P ^d	Cu ^d	Mn ^d	Fe ^d
SAR	43,28	3,11	0,45	0,14	0,03	0,02	0,06	0,0002	0,0002	0,001
EB	39,89	1,44	0,19	0,44	0,12	0,07	0,08	0,0002	0,003	0,02

	Zn ^d	Na ^d	Cd ^d	Cr ^d	Ni ^d	Pb ^d	Se ^d	Al ^d	V ^d	Co ^d
SAR	0,001	0,40	0,03	<0,10	<0,10	1,32	0,01	14,66	0,36	<0,10
EB	0,01	0,11	0,55	0,81	1,14	3,26	0,03	0,01	6,62	<0,1

a: % wet basis; b: %; c: % dry basis; d: % p/p

La tabla 3 reporta la caracterización de los sustratos en términos de macronutrientes (Na, K, Mg, Ca, Al) y micro nutrientes (Cr, Co, Cu, Zn, Ni, etc). Los iones de estas especies intervienen de manera activa en la síntesis y mantenimiento enzimático, por lo que son primordiales desde el punto de vista metabólico (Zhang et al, 2014). Al desempeñarse como sustrato para DA los sobrantes alimenticios de restaurante suelen presentar un desbalance asociado a la concentración de nutrientes; para este sustrato los macronutrientes suelen presentarse en concentraciones elevadas e inhibitorias y los micronutrientes en muy baja proporción para desempeñar su papel en el metabolismo.

Los macronutrientes como el sodio y el potasio, se comportan como inhibidores cuando superan concentraciones entre 2,3 y 3,4% pp. Sin embargo, la matriz de sustrato usada en este estudio reportó concentraciones inferiores como puede verse en la tabla. Los requerimientos de concentración de micronutrientes varían dependiendo la especie elemental y el consorcio sin

embargo al contrastar las concentraciones entre los sustratos puede notarse que para los SAR las concentraciones de vanadio, plomo, hierro, manganeso, nique, zinc, Cromo, cadmio Selenio son significativamente inferiores a las del estiércol bovino. En un escenario de codigestión el EB bovino compensaría los requerimientos de oligoelementos que los SAR no presenten (Zhang and Jahng, 2012).

2.3 Variables clave de estabilidad: carga orgánica y relación de mezcla entre sustratos

Si bien, el EB y los SAR son residuos con alto contenido de materia orgánica, difieren en características como capacidad buffer, biodegradabilidad y contenido nutricional, por ello es necesario conocer variables operacionales importantes del proceso, que permitan realizar ajustes para alcanzar buenos desempeños.

La relación de mezcla y la carga orgánica, son variables clave a la hora de definir la estabilidad del proceso de degradación anaerobia, pues la relación de mezcla permite ajustar las características fisicoquímicas de los sustratos y la carga orgánica, determina la cantidad de materia orgánica que un sistema de digestión anaerobia puede resistir sin inhibirse o fallar.

De acuerdo con lo anterior, en la búsqueda de la estabilidad del sistema se hace necesario que los parámetros de estabilidad interactúen y se equilibren mutuamente, manteniéndose en rangos de operación convenientes, por lo que se requiere un estudio de efectos, que de manera simultánea evalúe la interacción entre las variables más influyentes en el proceso y prediga regiones de operación óptimas.

2.4 Optimización estadística de la codigestión anaerobia

Para asegurar a nivel operacional la estabilidad del sistema de codigestión anaerobia de SAR y EB se requiere un método de optimización un método de optimización, que de manera simultánea evalúe las interacciones entre las variables que influyen directamente sobre la estabilidad (carga orgánica y relación de mezcla entre cosustratos) y prediga los valores óptimos de operación.

La optimización busca determinar los valores de las variables que intervienen en un proceso para que el resultado sea lo mejor posible. En este sentido hablar de optimización implica desarrollo de modelos, análisis de técnicas numéricas y aplicación. A nivel industrial, incluso una pequeña mejora en el proceso, representa grandes beneficios económicos por lo que la optimización del proceso es una importante área de investigación en el campo de la biotecnología (Beevia, Madhub, & D., 2014)

En las técnicas tradicionales de optimización de sistemas multivariados no se suele considerar la interacción entre las variables que inciden en una determinada variable de respuesta (Han et al. 2012). La optimización estadística es una estrategia eficiente para optimizar parámetros interrelacionados, mediante diseños experimentales específicos que permitan concretar los valores óptimos al menor número de experimentos posibles (Cho et al. 2013).

La metodología de superficie de respuesta es una técnica estadística efectiva para el diseño de experimentos orientados a optimización. Analiza los efectos de las variables independientes en la respuesta del sistema y al final determina los óptimos operacionales dadas ciertas especificaciones de operación (Gadhe, Mudliar, Pandey, Elumalai, & Satpute, 2011). La superficie de respuesta permite que el investigador inspeccione, de manera visual, la respuesta para cierta

zona de los niveles de los factores de interés y evaluar su sensibilidad a los factores de tratamiento. En ciertas aplicaciones industriales, las superficies de respuesta se exploran para determinar la combinación de niveles de los factores que proporcionan una condición operativa óptima. En la MSR se genera una ecuación de respuesta que describe las respuestas de los parámetros evaluados, esta ecuación puede representarse como una superficie sólida en tres dimensiones o como curvas de nivel como se muestra en la figura 17.

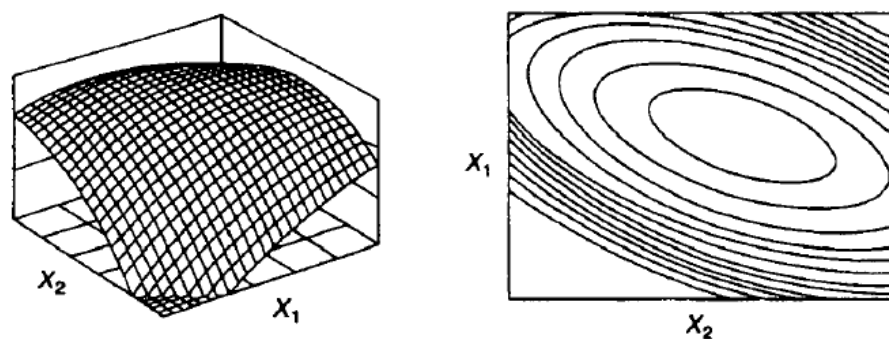


Figura 17. Ejemplos de superficies y curvas de nivel generadas con la MSR

Por tanto, el objetivo de esta sección es evaluar el efecto de la carga orgánica y la relación de mezcla de los sobrantes alimenticios del comedor de la universidad y el estiércol bovino, sobre el rendimiento de biogás y la estabilidad de las variables que afectan el proceso de DA, para luego generar un valor óptimo de interacción entre estas variables.

2.5 Metodología

Este estudio se llevó a cabo en dos etapas metodológicas, en la primera se realizó una evaluación de las características físico-químicas de los sustratos y del inóculo para diagnosticar de manera preliminar su comportamiento durante la volatilización anaerobia, posteriormente se

realizó el diseño experimentos y el montaje que permitió evaluar los efectos de las variables sobre la estabilidad del proceso. En la segunda etapa se evaluó la estabilidad del proceso estudiando las variables seleccionadas y se hizo el tratamiento estadístico de los datos, para generar una superficie de respuesta que contemplara simultáneamente los efectos de las variables claves en el proceso e identificara una región de posibles óptimos.

2.5.1 Efecto de la carga orgánica y la relación de mezcla en la coda de SAR y

EB. La evaluación de efectos se realizó mediante un diseño de experimentos 2^n con n igual a dos, empleando como factores la proporción de mezcla y la carga orgánica (expresada en gSV/L). Como variables de respuesta se tuvieron en cuenta la producción de biogás y la relación AGV/AT.

Los experimentos se realizaron a $37 \pm 2^\circ\text{C}$ por triplicado, en botellas de 60 mL empleadas como biorreactores, las cuales se cerraron herméticamente con corchos de butilo y agrafes de aluminio luego de ser purgadas con nitrógeno para asegurar un sistema anaerobio. Para observar mejorías reales en el proceso por la adición de estiércol bovino, teniendo en cuenta que como lo reporta la literatura, una relación inóculo sustrato (RIS) de 1 o menos, es insuficiente para el buen desempeño de sistemas con sustratos rápidamente degradables (Lü, Hao, Zhu, Shao, & He, 2012) y además para mantener una carga orgánica que permitiera evaluar la co-digestión hasta valores que mostraran una curvatura en el rendimiento de biogás, pero sin saturar el biorreactor usado con la mezcla inóculo-sustrato, se empleó una RIS de 1 para todas las pruebas. La producción endógena de metano se determinó mediante un blanco y se utilizó un control de mono-digestión (solamente SAR como sustrato). La relación de ácidos grasos volátiles totales (AGVT) / alcalinidad total

(AT) y el pH se usaron como variables de respuesta de estabilidad. Los factores y niveles con el detalle de la nomenclatura usada se resumen en la tabla 7. Cabe recalcar que los controles A y B corresponden a digestores de monodigestión de sobrantes alimenticios de restaurante.

Tabla 4.
Diseño de experimentos para evaluación de efectos

	A1	A2	B1	B2	CONTROL A	CONTROL B
Carga orgánica (gVS/L)	18	10	18	10	18	10
Proporción de mezcla (%SV SAR: %SV EB)	90:10	90:10	50:50	50:50	100:0	100:0

El propósito es identificar una nueva concentración límite de carga orgánica, con la que sea posible generar una curvatura de quiebre para visualizar el efecto de la estabilidad lograda por la co-digestión y un modelo que genere una superficie de respuesta que permita analizar cómo varía el rendimiento con los cambios de la carga orgánica y la relación de mezcla, y así hallar regiones adecuadas para diferentes disponibilidades de sustrato, característica que no se puede lograr mediante el diseño factorial 2² y por la cual se recurre al diseño central compuesto. Entonces, para buscar estas regiones de mejor desempeño es necesario someter el sistema a condiciones de carga orgánica mayores a 18 gSV/l y a relaciones de mezcla que minimicen el uso de co-sustrato, pero que a su vez permitan evaluar posibles cambios en los requerimientos nutricionales y capacidad de amortiguamiento.

2.5.2 Determinación de regiones de máximo desempeño en la coda de EB y SAR.

Una vez realizado el análisis de efectos de la carga orgánica y la relación de mezcla sobre la codigestión de SAR y EB se prosigue a determinar un área operacional de interacción entre dichas variables que reporten una respuesta de desempeño y estabilidad óptimas. Para ello se articuló a los resultados anteriores un diseño de experimentos central compuesto. El diseño de las condiciones experimentales se articuló con la ayuda del software Minitab 17, empleando dos factores diferentes (carga orgánica inicial de sustrato y relación de mezcla), con cinco niveles cada uno para la co-digestión de sobrantes alimenticios de restaurante (SAR) y estiércol bovino (EB). La relación de mezcla se tomó como los porcentajes de SAR y de EB de tal forma que sumaran 100% y la carga orgánica inicial de sustrato como el peso añadido en SV por litro de volumen. Se realizaron un total de 9 experimentos, con 8 puntos axiales y un punto central. Las respuestas seleccionadas para el análisis fueron la cantidad de metano producido, medido por desplazamiento alcalino, la variación del pH, la capacidad buffer establecida como la relación de AGVs y alcalinidad total (AT). Los niveles de los factores se muestran en la figura 18, sobre el diseño experimental planteado.

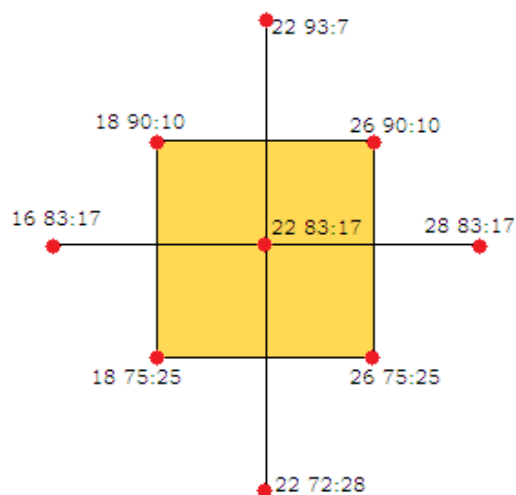


Figura 18. Diseño central compuesto

Los experimentos se realizaron en modo batch y por triplicado a $37^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 45 días. Se usaron muestras destructivas para realizar mediciones de variables de estabilidad. Se emplearon reactores con una capacidad de 60 mL, a los cuales se les agregó un volumen diferente de mezcla dependiendo de los requerimientos de los factores que se utilizaron en el diseño experimental, pero la misma cantidad de materia orgánica en términos de SV, con el fin de hacer comparables los rendimientos. También, se emplearon controles de mono-digestión de SAR y EB, y blancos de inóculo, para cada una de las cargas orgánicas planteadas por el diseño experimental. Cada reactor se agitó durante 1 minuto antes de cada medición de metano, la cual se realizó diariamente. Los AGVs y el pH, se midieron en los días 5, 10, 20, 30 y en el día final. El volumen de producción de metano fue cuantificado diariamente por el método del desplazamiento alcalino. El rendimiento de volumen de biogás y metano acumulado se calcularon después de la corrección a temperatura y presión estándar (STP), siguiendo el procedimiento presentado en los apéndices. Los resultados experimentales fueron analizados usando el análisis de diseño experimental del software Minitab 17.

2.6 Resultados

2.6.1 Respuesta de la codigestión SAR/EB en función de la carga orgánica y la relación de mezcla. La figura 19 muestra los rendimientos de metano obtenidos durante el proceso de DA para los sistemas estudiados. Se observa que para cada configuración el rendimiento alcanzado por los sistemas en co-digestión es mayor, en contraste con el rendimiento de las mono-digestiones de EB y SAR respectivamente.

Se aprecia, que el sistema de carga orgánica de 18 gSV/l y relación de mezcla 90:10, presenta un rendimiento específico de metano 4.5 veces mayor a la monodigestión de SAR y 1.8 veces mayor a la monodigestión de EB; mientras que con respecto a las mismas monodigestiones, el sistema de 10 gSV/l y 90:10 es mayor 2.36 y 1.60 veces, el sistema 18 gSV/l 50:50 es mayor 3.54 y 1.42, y el sistema 10 gSV/l 50:50 es mayor 2.07 y 1.41 veces. Además, es posible apreciar que para los sistemas que tienen la misma carga orgánica, los mayores rendimientos se alcanzan cuando la relación de mezcla SAR/EB es 90:10, lo que es posible atribuir a que pequeñas cantidades de EB proporcionan un mejor balance en términos de micro y macronutrientes y una mejora en la capacidad buffer del sistema (Zhang, Su, Baeyens, & Tan, 2014), que permite que el consorcio microbiano se pueda desempeñar a cargas orgánicas anteriormente inhibitorias.

Por consiguiente, el mejor rendimiento se obtuvo en el sistema en co-digestión de 18 gSV/l y relación 90:10. En condiciones de estabilidad se espera que los sistemas con mayor concentración de carga orgánica presenten los rendimientos más altos, pero esta estabilidad es afectada y condicionada por la naturaleza del sustrato, ya que cada sistema puede funcionar hasta ciertas concentraciones límite sin inhibirse, por ejemplo sistemas de DA de estiércoles animales soportan concentraciones de carga orgánica más agresivas que los sistemas con SAR, pues estos no tienen el soporte alcalino que compense su rápida biodegradabilidad.

En la figura 19 también se puede observar que los sistemas de monodigestión de SAR presentan los rendimientos más bajos (0.22 y 0.25 m³ de CH₄/ kgSV), seguidos por los sistemas de monodigestión de EB (0.37 y 0.55 m³ de CH₄/ kgSV), siendo los sistemas de co-digestión los que presentan el mejor comportamiento, lo que muestra un efecto

sinérgico entre los co-sustratos, que permiten que en la co-digestión los sistemas tengan un mejor desempeño (Zhang, Su, Baeyens, & Tan, 2014).

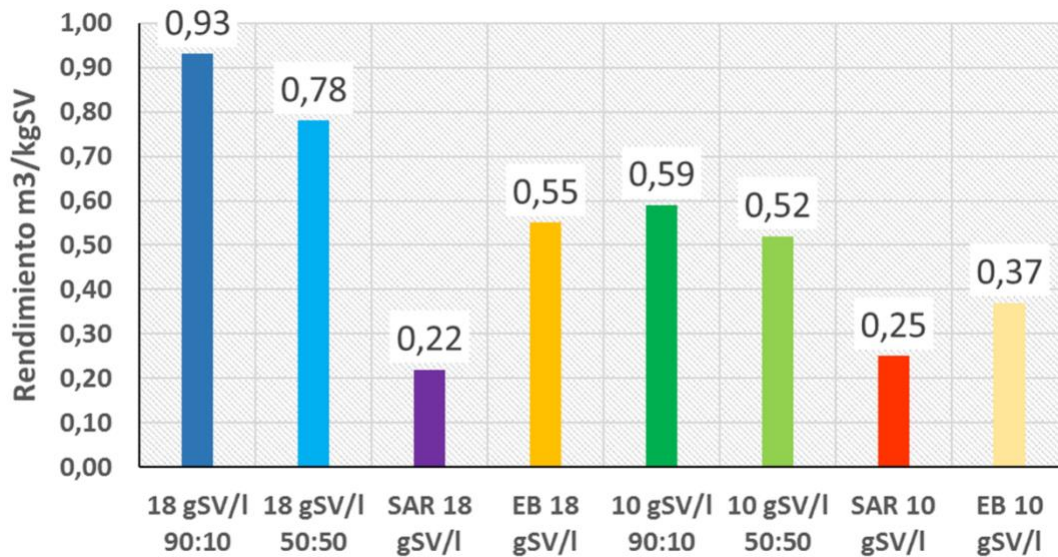


Figura 19. Rendimientos de metano obtenidos en el proceso de DA

De acuerdo con lo anterior la inestabilidad de los sistemas de monodigestión de SAR se ve reflejada en la acumulación de ácidos grasos volátiles, lo que genera disminución en el pH, como lo muestra la figura 18, donde los valores de pH obtenidos por los controles de SAR, se encuentran por fuera del rango de estabilidad mostrado y por lo tanto, las bacterias presentes no pueden lograr un buen desempeño producto del ambiente más agresivo al que se enfrentan (Buyukkamaci & Filibeli, 2003). Comportamiento que no presentan los sistemas en co-digestión, pues estos logran mantenerse a valores adecuados de pH, dada la capacidad buffer y el balance nutricional que suministra el EB (Zhang, Xiao, Peng, Su, & Tan, 2013).

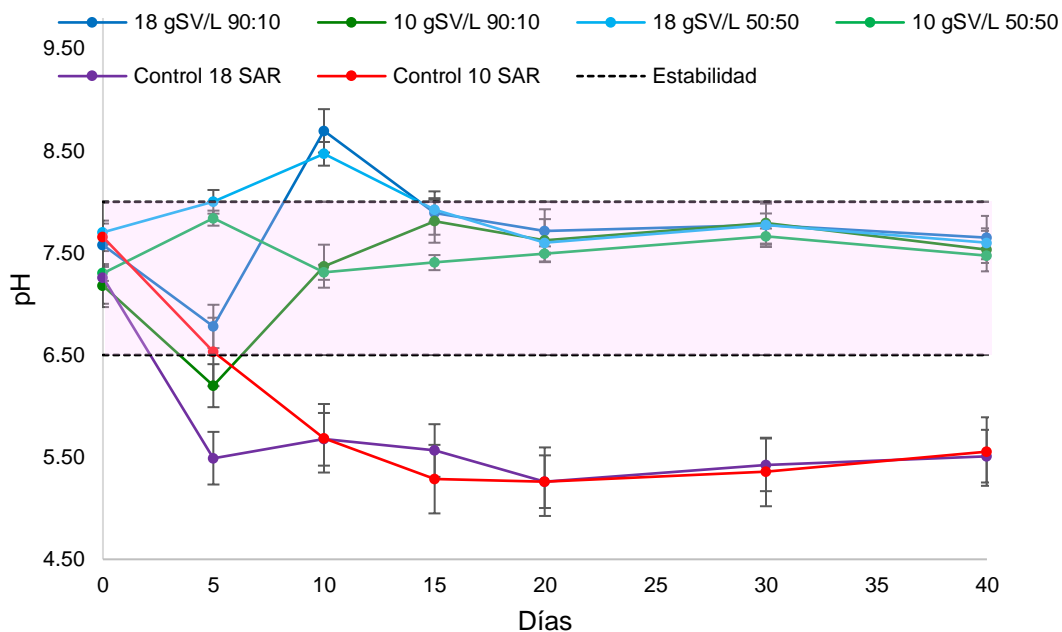


Figura 20. Evaluación de la estabilidad del proceso centrada en el pH

De acuerdo con lo anterior, los sistemas muestran diferentes tendencias en función de la carga orgánica y la relación de mezcla. Al realizar el análisis del diseño de experimentos mediante el software MINITAB se pretendió identificar efectos principales y de interacción asociados a las variables: Carga orgánica y relación de mezcla entre sustratos, tomando como respuesta los acumulados normalizados de producción de metano. Para identificar la significancia estadística de los efectos de cada variable y de su interacción se prosiguió a general un ANOVA que se resume en la tabla 8. Un valor P menor a 0,05, indica que el efecto de la variable es significativo estadísticamente. Esta significancia se obtuvo para la variable carga orgánica en la que se consiguió un valor P de 0.0001 (valor $p < 0.05$); y para el efecto de interacción Carga orgánica-Relación donde se alcanzó un valor p de 0,002. En contraste la variable relación de mezcla reportó un valor p de 0,49 (valor $p > 0.05$) por lo que el efecto principal de esta variable no sería significativo

estadísticamente. Es válido recalcar que en un análisis de efectos, los efectos de interacción que sean estadísticamente significativos priman sobre los efectos principales por lo que en este caso la interacción entre las variables relación de mezcla y carga orgánica sería la que determina las dinámicas de producción y no los efectos individuales en solitario de las variables.

Tabla 5.
Resultados de análisis ANOVA

Fuente	Valor de F	Valor-P
Carga orgánica	446,78	0.0001
Relación de mezcla	0,51	0.49
Interacción relación de mezcla/Carga orgánica	22,42	0.002

Para tener más claridad sobre los efectos principales y de interacción la figura 21 muestra el a) Diagrama de Pareto de efectos estandarizados.

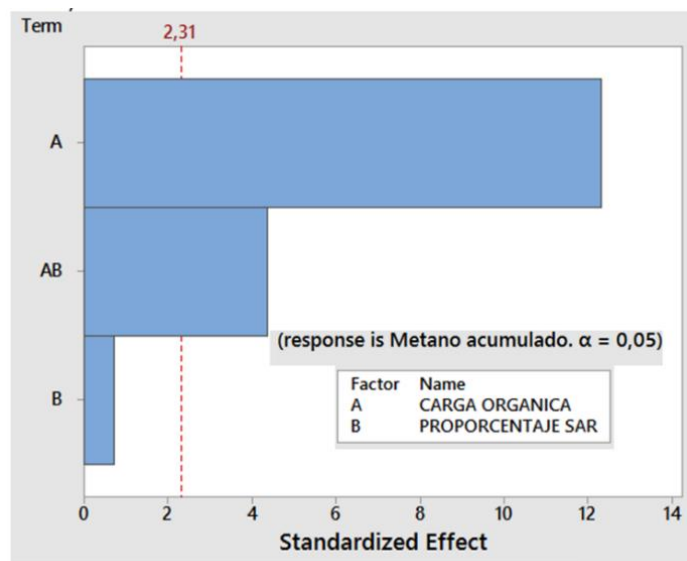


Figura 21. Diagrama de Pareto de efectos estandarizados

En el diagrama de Pareto de la figura 19 (a) se muestran los valores absolutos de los efectos estandarizados en orden descendente desde el efecto más grande hasta el efecto más pequeño. Los efectos estandarizados son estadísticos t que prueban la hipótesis nula de que el efecto es 0. El diagrama también muestra una línea de referencia para indicar cuáles efectos son estadísticamente significativos. La línea de referencia para determinar la significancia estadística depende del nivel de significancia (denotado por α o alfa, en este estudio asumido como 0,05). El nivel de significancia es 1 menos el nivel de confianza del análisis. (Minitab Inc, 2017).

En este sentido el diagrama de Pareto es útil para determinar la magnitud y la importancia de los efectos; entonces aquellas barras que cruzan la línea de referencia son estadísticamente significativas. Para el caso de estudio este comportamiento se presentó en el caso del efecto principal de la variable carga orgánica y también el efecto de interacción entre carga orgánica y relación de mezcla, que en el Pareto está representada en términos de la fracción de SAR en la mezcla (0,1 y 0,9). El efecto de la relación de mezcla al no cruzar la línea reporta no significancia estadística. Debe tenerse en cuenta, que para diagramas de Paretos la relevancia de los efectos

Para entender la aparente no significancia de la relación de mezcla se debe contrastar esta información con los resultados reportados anteriormente y contextualizarlos bioquímicamente. La limitación operacional más evidente para sistemas de monodigestión de SAR es la dificultad para mantener la estabilidad durante la degradación de altas cantidades de sustrato o en otras palabras la dificultad del consorcio anaerobio para lidiar con altas concentraciones de materia orgánica rápidamente degradable. Este hecho se evidenció en los sistemas de DA de SAR evaluados a concentraciones de 10 gSV/l y 18

gSV/l al presentarse un colapso por inhibición en los digestores durante los primeros días de la degradación.

El propósito de la codigestión es generar un efecto sinérgico en el desempeño de la degradación anaerobia de los sustratos promoviendo una compensación mutua. Puede pensarse que esta sinergia solo puede manifestarse en un aumento de las producciones de metano. Sin embargo, para el caso de los SAR esta sinergia no debe comprenderse solo como un aumento de productividad sino también como la posibilidad de optar por la estabilidad en condiciones de concentración de carga orgánica elevada.

La aparente “no significancia” del efecto de la relación de mezcla solo indica que la misma será relevante cuando las condiciones de carga orgánica sean lo suficientemente agresivas para exigir una proporción específica de EB que compense el desbalance nutricional del SAR. Esto implica que la evaluación de la codigestión debe realizarse en condiciones de inhibición por alta concentración de sustrato problema, en el caso de este estudio SAR, para no generar un falso positivo de sinergia basado solamente en un aumento de la producción. En este sentido la sinergia no solo debe implicar un aumento en la generación de biogás sino también permitir aumentar la concentración de materia orgánica en el digestor.

Por otro lado, un comportamiento interesante de estos resultados es que los requerimientos de estabilidad (buffer y micronutrientes) que puede proporcionar el EB y la proporción en la que este sustrato están determinados por la concentración de materia orgánica a la que el digestor opere. Lo que hace a la interacción entre relación de mezcla entre sustratos y carga orgánica propensa a la optimización.

Es importante acotar entonces que los efectos que muestran tanto la carga orgánica como la proporción de mezcla, sobre el rendimiento de metano, se deben a que estas variables inciden de manera directa sobre variables de respuesta de estabilidad del proceso, como la capacidad buffer y el pH, las cuales dependiendo del rango en el que se encuentren afectan la eficiencia de los microorganismos. Además, con estas variables se puede manipular la disponibilidad de micro y macronutrientes en el medio, la cual determina el desarrollo de las bacterias anaerobias y su balance en términos de producción y consumo, para cada una de las etapas de la digestión. Por lo tanto, es importante conocer valores tanto de carga orgánica como de relación de mezcla, en los que las bacterias presentes puedan alcanzar los rendimientos más altos.

2.6.2 Regiones de mejor desempeño en función de la carga orgánica y la relación de mezcla entre sustratos

2.6.2.1 Desempeño y estabilidad de la codigestión SAR con EB. A partir del diseño central compuesto se estudia la estabilidad de la digestión, la producción y los rendimientos específicos de metano y la región de mayor desempeño. En la figura 22 se muestra la variación del pH durante los 45 días del experimento, para los sistemas de co-digestión y monodigestión de SAR.

Al observar la figura 22 se puede ver que en la mayoría de tratamientos los valores de pH disminuyeron en los primeros 5 días cuando la materia orgánica se sometió al proceso de digestión, producto de una alta tasa de producción de AGVs por parte de las bacterias acidogénicas, superior a la tasa de consumo de AGVs de los metanógenos (Wang,

Yang, Feng, Ren, & Han, 2012). Además, se puede apreciar que todos los sistemas de monodigestión alcanzaron valores de pH inferiores a 6.5 al igual que los sistemas de co-digestión de carga orgánica y relación de mezcla 28 gSV/l 83:17, 22 gSV/l 93:07 y 26 gSV/l 90:10. Después del día 5, los sistemas muestran diferentes tendencias en sus valores de pH, pero 6 de los 9 sistemas de co-digestión presentaron valores dentro de un rango de 6.5 a 8.0, lo que permite que los metanógenos se puedan desempeñar correctamente y se pueda llevar a cabo el proceso de digestión anaerobia.

Por otra parte, al comparar los valores de pH alcanzados por sistemas en monodigestión y co-digestión, es posible establecer que esta última permite elevar la carga orgánica sin que se presente inestabilidad, tal como lo reporta Zhang, et al., (2012). La variación del pH y su comportamiento durante el período de experimentación, generado por el desbalance entre la producción y consumo de AGV se puede apreciar mejor al observar la figura 23, en la cual se muestra la variación de la capacidad buffer contemplada como la relación entre AGV y AT.

En la figura 25 se puede ver, que para los sistemas cuyo pH es inferior a 6.5, la cantidad de AGV es mayor a la AT que puede generar el sistema y por lo tanto el valor de capacidad buffer está por encima de 0.8, es decir por fuera de un rango estable, en el cual la metanogénesis se inhibe y por consiguiente, no será posible generar la cantidad esperada de biogás.

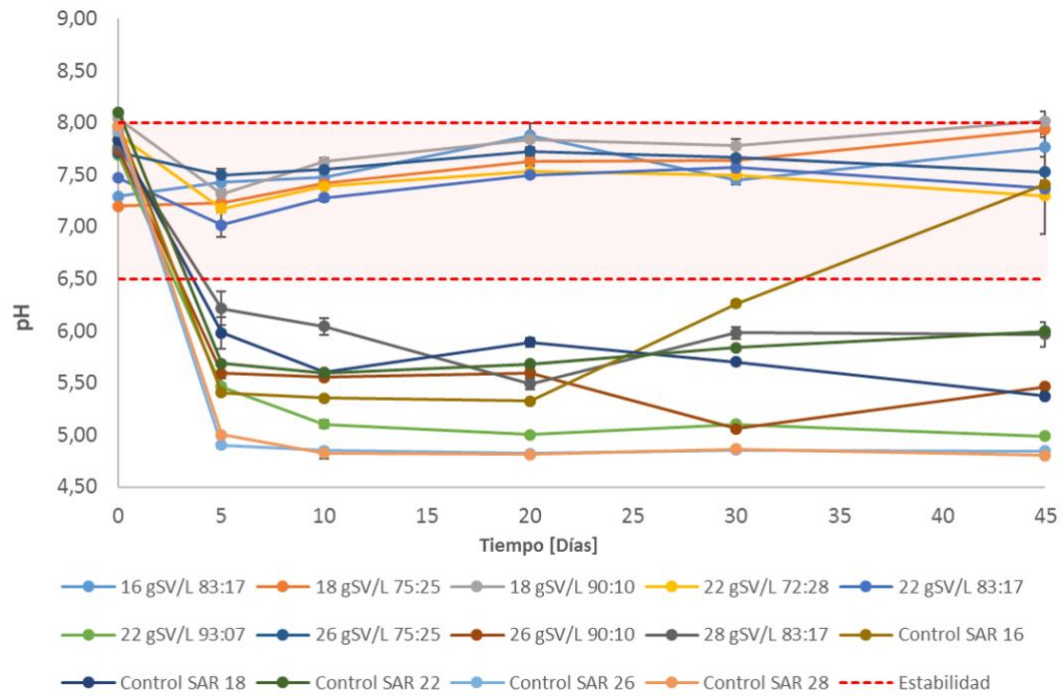


Figura 22. Variación del pH en el tiempo para los sistemas estudiados

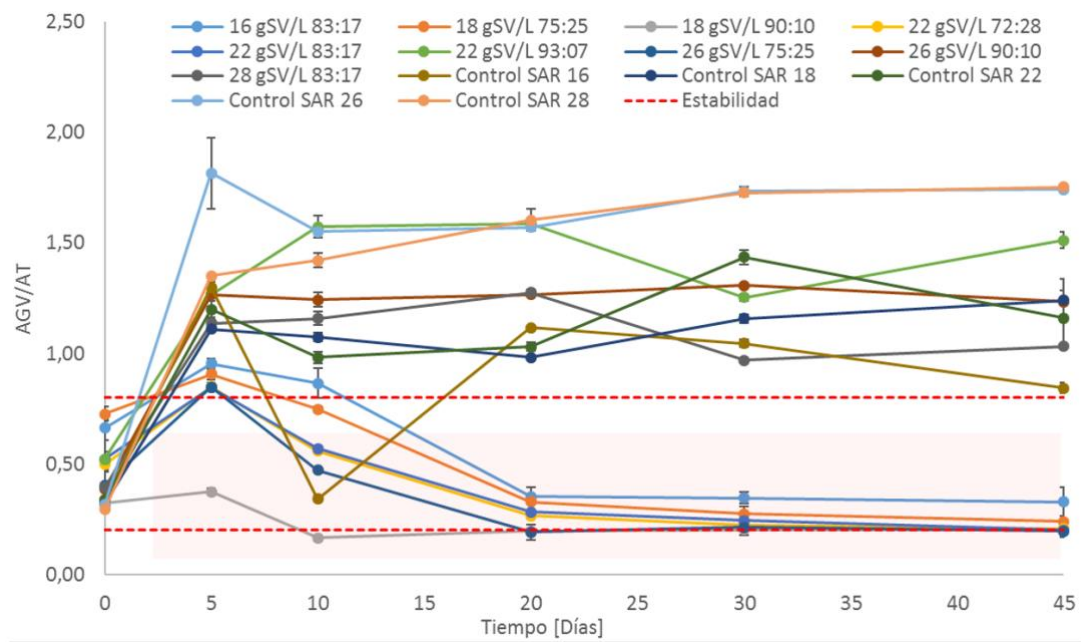


Figura 23. Variación de la relación AGV/AT en el tiempo para los sistemas estudiados

Primera se analizará el desempeño y la estabilidad de los sistemas en monodigestión anaerobia. Para la mono-digestión de EB se obtuvieron rendimientos desde 0.18 hasta 0.69 $m^3 CH_4/kgSV$, como lo muestra la figura 24, los cuales aumentaron de manera proporcional a la carga orgánica, presentando el mayor resultado en 28 gSV/l . En la figura 22 se puede observar además que la producción de metano de los controles de EB para cargas orgánicas mayores de 16 gSV/l es creciente durante los primeros 40 días, que es el resultado esperado ya que los estiércoles animales en general son más estables y tienen características idóneas para la DA, en términos de buena capacidad tampón, alcalinidad, pH, entre otras, aunque presentan falencias en términos de disponibilidad de materia biodegradable, mostradas por rendimientos menores a los de otros sustratos orgánicos. Por otra parte, los rendimientos y la producción acumulada de metano para la mono-digestión de SAR se presentan en la figura 23. Se observa que en los controles de SAR la producción cesa en los primeros 5 días de la prueba y el mayor rendimiento se consigue a una carga orgánica de 18 gSV/l , mientras que la mayor carga orgánica es la que muestra el menor rendimiento, mostrando que a cargas mayores, la inhibición causada por la acumulación de AGV aumenta y rompe el equilibrio entre las cinéticas de la hidrólisis y la metanogénesis, llevando a que se presenten fallas en el sistema (Zhang C. , Su, Wang, Tan, & Qin, 2015). Los rendimientos alcanzados por los sistemas de mono-digestión de SAR que corresponden a valores entre 0.13 y 0.22 $m^3 CH_4/kgSV$, son similares a los valores de 0.10 a 0.25 $m^3 CH_4/kgSV$ reportados por Kawai, *et al.*, (2014), para sistemas en los que se presentó la acidificación.

En lo que respecta a los sistemas en co-digestión, la figura 24 se observa que en todos los sistemas de co-digestión de SAR:EB, el rendimiento es mayor a 0.19

$m^3 CH_4/kgSV$, alcanzando el mejor rendimiento a una carga orgánica de 22 gSV/l y relación de mezcla 83:17, que supera los sistemas de mono-digestión de 22 gSV/l de SAR y EB en 4.4 y 1.8 veces. También, se puede ver que el 90% de la producción final de biogás, se obtuvo alrededor de los primeros 25 días en los sistemas que mostraron rendimientos acumulados superiores a 0.81 $m^3 CH_4/kgSV$ y en los primeros 5 días para los demás. Al comparar todos los rendimientos obtenidos en la co-digestión con los de la mono-digestión de EB y SAR, se aprecia que el rendimiento de metano en la mono-digestión es superado por el de la co-digestión siempre que el rendimiento del sistema estudiado supere 0.81 $m^3 CH_4/kgSV$. Lo que demuestra que la co-digestión anaerobia de dos o más sustratos puede aumentar el rendimiento en la producción de biogás como se ha reportado en otros estudios (Zhang, Xiao, Peng, Su, & Tan, 2013).

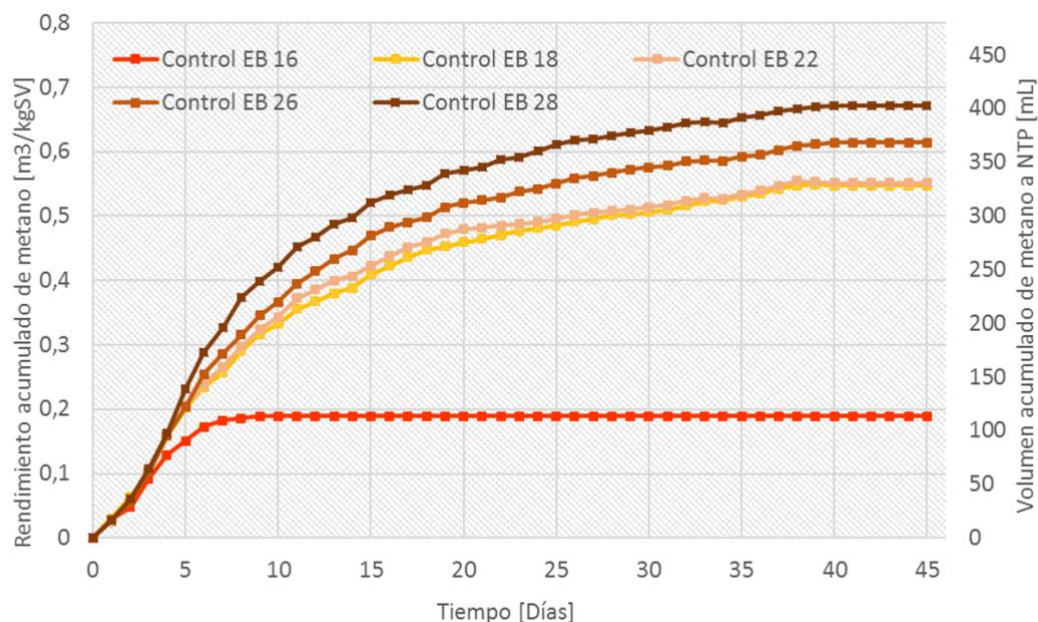


Figura 24. Rendimiento y volumen acumulado de metano para los sistemas de mono-digestión de estiércol bovino

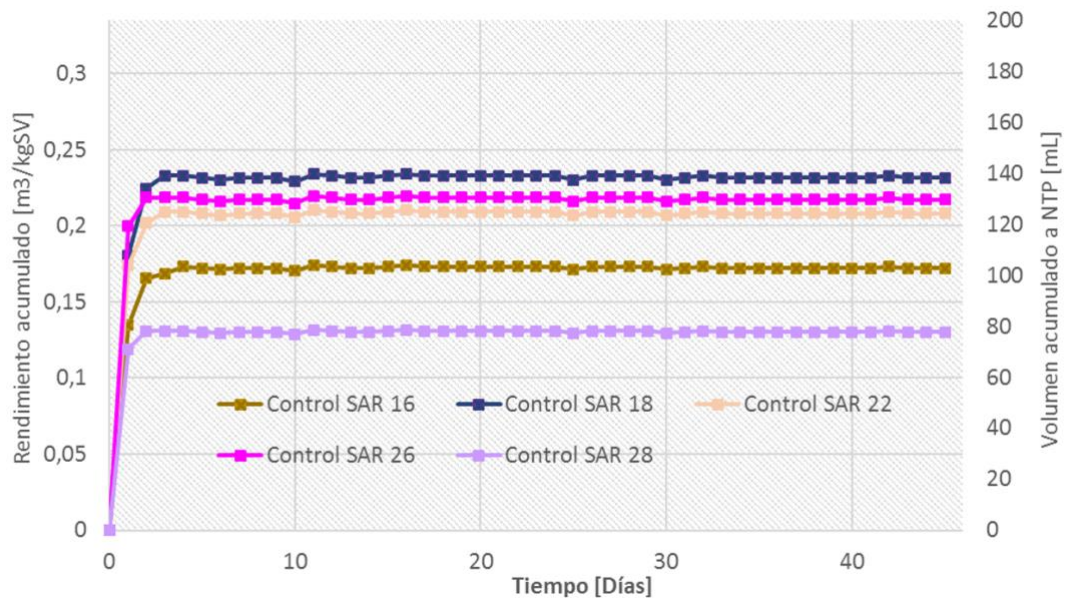


Figura 25. Rendimiento y volumen acumulado de metano para los sistemas de mono-digestión de SAR

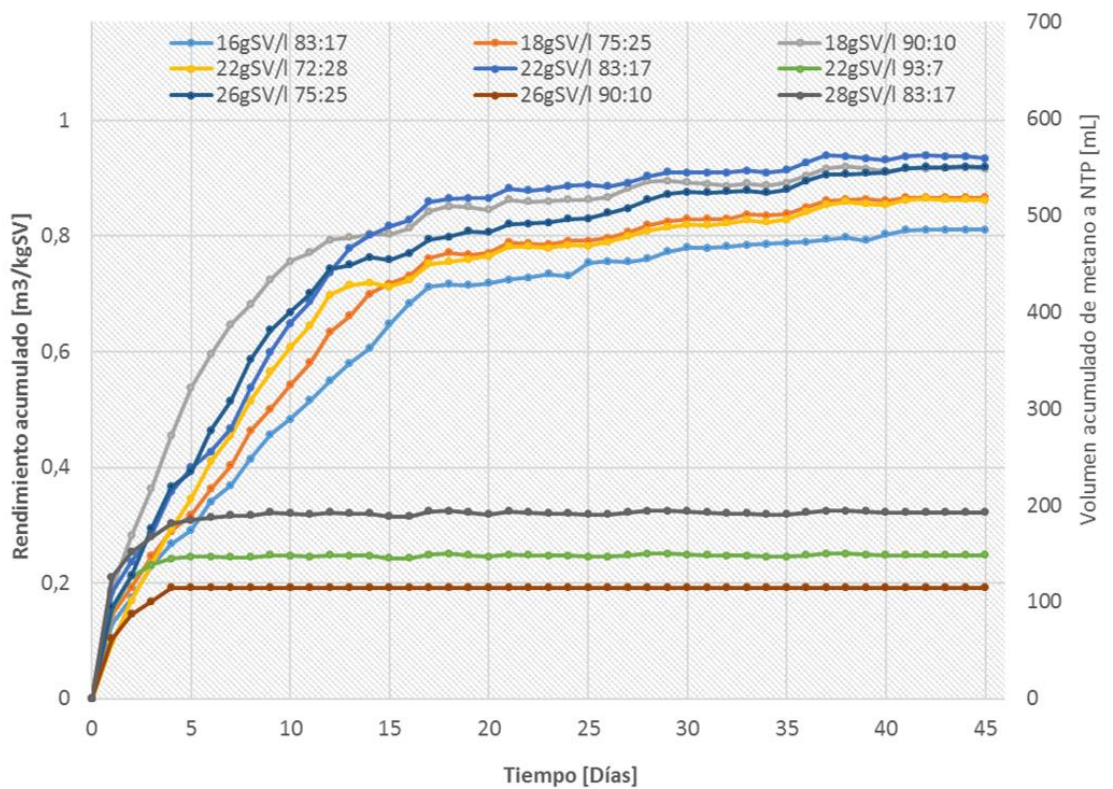


Figura 26. Rendimiento y producción acumulada de metano para los diferentes sistemas de co-digestión evaluados

2.6.2.2 Superficie de respuesta a partir de modelo de optimización.

Adicionalmente al análisis realizado que permitió establecer el efecto que tiene los factores carga orgánica y relación de mezcla sobre la co-digestión de SAR y EB, se determinó una superficie de respuesta para visualizar la variación del rendimiento en todos los niveles de los factores empleados y también la combinación que permite maximizar la respuesta hacia valores óptimos de operación. Esta superficie se muestra en la figura 27 y en ella se puede observar que el rendimiento de metano inicialmente aumenta al aumentar los valores de carga orgánica y relación de mezcla, pero luego alcanza un valor máximo y decrece. Se obtuvo una ecuación polinómica de segundo orden (EC. 3) para el rendimiento de metano en términos de los factores como se muestra a continuación, en donde Y corresponde al rendimiento, X_1 a la carga orgánica y X_2 relación de mezcla, la cual presentó un valor de R^2 superior a 0.98, lo que sugiere un buen ajuste de los valores experimentales al modelo presentado.

$$Y = -34,0 + 1,0208 \cdot X_1 + 0,6066 \cdot X_2 - 0,00999 \cdot X_1^2 - 0,002812 \cdot X_2^2 - 0,0075 \cdot X_1 \cdot X_2$$

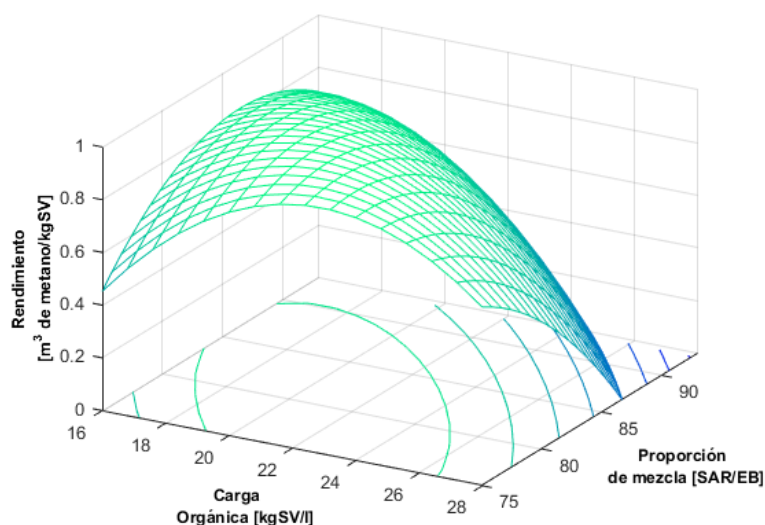


Figura 27. Superficie de respuesta del rendimiento de metano para la co-digestión de SAR y EB

En la figura 28 se presenta una superficie de contornos del rendimiento, en la cual se aprecia que los efectos de la relación de mezcla SAR: EB y de la carga orgánica en el potencial de metano, son importantes. Se observa que el potencial de metano mayor a $0.90 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kgSV}$, se alcanza empleando combinaciones de una relación de mezcla de 75:25 hasta 85:15 y una carga orgánica desde 18 hasta 24 gSV/l. También, se puede predecir que sistemas con combinaciones simultáneas de relación de mezcla superiores a 88:12 y cargas orgánicas superiores a 25 gSV/l no funcionarían pues se tendría un rendimiento no deseado.

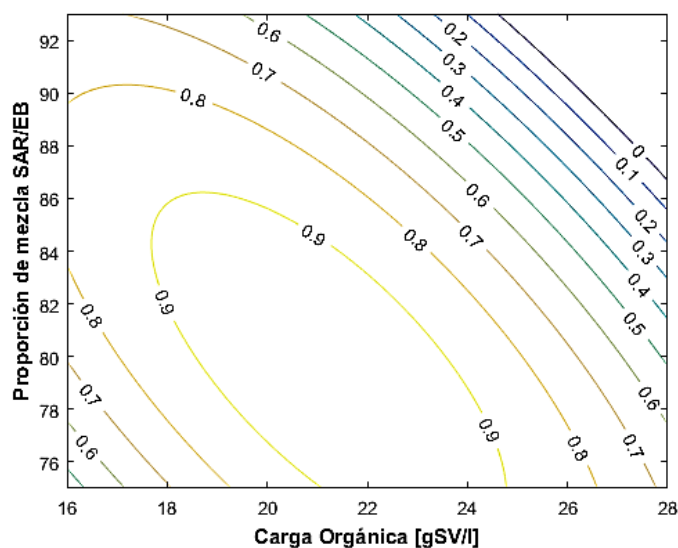


Figura 28. Comportamiento del rendimiento de metano para la co-digestión de SAR y EB

2.7 Conclusiones

El estiércol bovino es un co-sustrato adecuado para los sobrantes alimenticios de restaurante ya que permite aumentar las cargas orgánicas en los sistemas anaeróbicos, obteniendo rendimientos de hasta $0,93 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kgVS}$ para una carga orgánica de 18 gSV/l y 90:10 proporción de mezcla SAR:EB.

El efecto de interacción entre las variables relación de mezcla entre sustratos y carga orgánica es estadísticamente significativo y prima sobre el efecto principal de la carga orgánica. La significancia estadística del efecto de interacción presento valores p de 0,002 (menos a 0,005).

Rendimientos de metano superiores a $0.90 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kgSV}$ se podrían conseguir según el modelo de segundo orden obtenido dentro de regiones simultáneas de relación de mezcla SAR/EB entre 75/25 y 85/15, y cargas orgánicas entre 18 gSV/l y 24 gSV/l. Siendo el punto de óptimo desempeño la operación a una relación de mezcla SAR/EB de 79/21 a una carga orgánica de 21 gSV/l.

3. Evaluación de estabilidad de la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol bovino

En la etapa anterior de esta investigación se evaluó la afinidad en términos sinérgicos entre los sobrantes alimenticios de restaurante (SAR) y el estiércol bovino (EB) funcionando como cosustratos en digestión anaerobia. Si bien la codigestión anaerobia presenta múltiples beneficios, para asegurar la sinergia entre los sustratos fue necesario identificar y optimizar las variables que incidían de forma directa en el desempeño y estabilidad del proceso; especialmente cuando la codigestión anaerobia es una degradación bioquímica compleja donde las variables se interrelacionan durante el proceso.

En este sentido, al tratarse de sustratos con características diferentes, la relación de mezcla entre los mismo, se posicionó como una variable clave. Por otro lado, la carga orgánica la estabilidad y la eficiencia de los digestores suele estar limitada por la concentración de sustrato en el sistema por lo que la carga orgánica se identificó como variable decisiva. En la sección anterior se determinó una región de operación óptima en discontinuo para la codigestión de SAR-EB en términos de la carga orgánica y la relación de mezcla, reportando como punto de operación óptimo 21 g SV/l y 79:21 respectivamente.

Si bien son resultados prometedores, al considerar que la mono digestión de SAR reporta inhibición desde cargas orgánicas de 10 g SV/l. En este sentido no solo es necesario evaluar estos resultados a una escala más grande sino también en tiempos de operación más largos como los que se definen en régimen continuo o discontinuo; todo esto en miras a una aplicación a una escala mayor de la tecnología.

3.1 Reactores para la digestión anaerobia

En bioprocesos como la DA, deben considerarse diversos factores a la hora de seleccionar el diseño y tipo de operación del digestor ya que deben primar los que se adecuen de mejor forma a los requerimientos bioquímicos del consorcio frente al tipo de sustratos a biodegradar. Es decir, En función de las características de los residuos se utilizará un tipo de digestor u otro. En general, para residuos con un alto contenido en sólidos, se operará de manera discontinua o con reactores de mezcla perfecta (CSTR) o flujo pistón (PFR) sin retención de biomasa. Cuando el residuo a tratar sea más líquido y con menor contenido en materia orgánica, se operará en continuo y con reactores que retengan biomasa (filtros, UASB, lecho fluidizado, etc.) (Bonmatí, 2008).

Bajo operación batch los sustratos y el inoculo se introducen en el bioreactor y se mezclan, se deja que reaccionen un tiempo determinado y finalmente se descarga la mezcla resultante. Entre las ventajas de este tipo de operación se cuentan su fácil operación, pero dificulta el control y el monitoreo regular de ciertas variables. Dada esa facilidad operacional, el régimen batch posibilitó en este estudio abordar barridos experimentales ambiciosos que permitieron identificar no solo las variables con mayor efecto en la estabilidad del proceso sino también la determinación de condiciones óptimas de operación. Sin embargo, la validación de estas condiciones solo es posible en tiempos de operación largos y bajo un monitoreo más regular de la respuesta de estabilidad. Por otro lado, en los reactores continuos de tanque agitado (CSTR), los sustratos frescos entran continuamente al digestor y se extrae una cantidad igual de material digerido. Con la entrada de materia prima continuamente, todas las reacciones se producen a un ritmo bastante constante, lo que genera una producción de biogás aproximadamente constante (Kothari *et al.*, 2014).

Un reactor continuo de tanque agitado (CSTR), es equivalente a un digestor cerrado con mezclador (Poh y Chong., 2009). Su diseño de reactor simple, garantiza costos de operación bajos y fácil manejo, ya que no necesita un controlador avanzado para su funcionamiento. Mientras que presenta tiempos de residencia altos, que son necesarios para un funcionamiento eficaz (Bensmann *et al.*, 2013). Se usa ampliamente para el tratamiento de aguas residuales que contienen altos niveles de sólidos en suspensión durante un proceso de DA, sobre todo para el tratamiento de estiércol líquido y residuos orgánicos industriales. El agitador mecánico proporciona más área de contacto con la biomasa, mejorando así la producción de biogás y asegura una eficiente transferencia de la materia orgánica con la biomasa microbiana (Poh y Chong., 2009).

La desventaja más importante de este tipo de operación en degradación anaerobia de residuos con altas tasa de biodegradabilidad es que la alimentación continua hace de la inhibición por concentración de sustrato sea una posibilidad latente a menos que se opere a velocidades de carga orgánica muy bajas. Para sobreponer esta desventaja, para bioprocesos con inclinación a inhibirse por exceso de sustrato suele implementarse un modo de operación intermitente, donde se regula en las razones de alimentación la concentración que tendrá el sustrato en el reactor en determinados momentos.

3.2 Variables de operación de la codigestión anaerobia en operación semicontinua

- **Temperatura:** La digestión anaerobia es sensible a la la temperatura, ya que actúa de forma directa en la actividad de las enzimas y co-enzimas, el rendimiento del proceso y la velocidad de desintegración. En la DA la actividad microbiana se desarrolla en tres diferentes condiciones de temperatura: psicrófila (10-30 °C), mesófila (30-40 °C) y

termófila (50-60 °C). Los miembros del consorcio microbiano al ser de naturaleza mesófila se desempeñan de mejor manera en una temperatura óptima de alrededor de 39°C (Appels *et al.*, 2008) Sin embargo los digestores de mayor escala suelen desempeñarse en exteriores a temperatura ambiente.

- **Velocidad de carga orgánica (VCO):** representa La capacidad del sistema de DA para la conversión biológica o la cantidad de alimentación de material orgánico. Es la cantidad de sustrato alimentado diariamente por el volumen del digestor (Kothari *et al.*, 2014). La VCO es un parámetro de control muy importante en sistemas continuos, si se agrega una gran cantidad de sustrato, puede haber cambios en el entorno del biodigestor, inhibiendo la actividad microbiana durante la fermentación (Mao *et al.*, 2015).
- **Tiempo de retención hidráulica (TRH):** Tiempo de retención hidráulica El tiempo de retención hidráulica (TRH), es una de las variables más importantes que afectan significativamente la ecología de los consorcios microbianos en biodigestores que operan en modo continuo o semicontinuo (Dareioti y Kornaros., 2015). El TRH se refiere a la cantidad de tiempo que un líquido con compuestos solubles permanece en un digestor, y es muy variable dependiendo de la temperatura y la composición de las aguas residuales (Hamawand., 2015). Se necesita un tiempo medio de 15 a 30 días para el tratamiento de residuos en condiciones mesófilas. Cuando el efluente es retirado, se elimina una parte de la población microbiana, esto implica que el crecimiento de las células debe compensar la eliminación de estas para asegurar el estado de equilibrio y evitar el fracaso del proceso, es por esto que para alcanzar un TRH seguro se debe tener en cuenta la composición del sustrato y la VCO (Appels *et al.*, 2008)

3.3 Respuesta de estabilidad de la codigestión anaerobia en operación semicontinua

La tabla 6 resume las respuestas que se utilizaran para evaluar la estabilidad en operaciones semi continuas.

*Tabla 6.
Respuesta de estabilidad en la digestión anaerobia en operación semi continua*

Parámetro	Rango	Descripción	Referencia
pH	6,8-7,5	Asociado con la producción de ácidos. A valores bajos inhibe el metabolismo de microorganismos sensibles.	(Díaz-Báez, Espitia Vargas, & Molina Pérez, 2002); (Parra Orobio, y otros, 2014)
AGV	< 4000 mg/l	Entre los ácidos más comunes se encuentran: Ácido acético, Propiónico, i-butírico, n-butírico. Concentraciones elevadas inhibe la producción de metano.	(Campos Pozuelo, 2001); (Banks, Zhang, Jiang, & Heaven, 2012) (Zeikus, 1977)
AT	1500-7500 mg CaCO ₃ /l.	Capacidad de los sistemas para soportar y amortiguar las concentraciones de ácidos sin disminuir el pH	(Castillo, y otros, 2007)
Capacidad buffer	0,1 -0,8	Relación AGV/AT, es la capacidad de los sistemas de absorber la acidificación.	(Cajigas Cerón, Pérez Vidal, & Torres Lozada, 2007); (Yadvika, Sreekrishnan, Kohli, & Rana, 2004)

La tabla 6 incluye los rangos reportados en este estudio y sustentados por la literatura donde la digestión anaerobia de sobrantes alimenticios opera dentro de márgenes de estabilidad. Resumiendo, el tanque agitado es una selección común para la digestión de residuos orgánicos, tipo SAR, dado el alto contenido de sólidos. Sin embargo, para sustratos limitados por su rápida degradabilidad, el tipo de alimentación que suele seleccionarse es la intermitente.

Por consiguiente el objetivo de esta sección de la investigación el objetivo será evaluar la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol bovino en operación intermitente para una proporción de mezcla SAR:EB de 79:21 para distintas velocidades de carga orgánica.

3.4 Metodología

El digester fue diseñado como un reactor de tanque agitado, dado que es una elección común para la digestión de residuos orgánicos con alto contenido de sólidos totales. Este digester fue elaborado con un recipiente plástico de volumen total de 5 L, al cual se le adecuaron tres salidas: una para la evacuación del biogás, conectada a una manguera que finaliza dentro de un recipiente con solución salina para medir el volumen de metano producido a través de desplazamiento volumétrico realizado por el biogás hacia otro recipiente, como se muestra en la figura 29; las otras dos salidas favorecen la carga y descarga del sistema. Se selló herméticamente con la ayuda de madera MDF y se adicionó nitrógeno para lograr el estado anaeróbico en el espacio de cabeza.

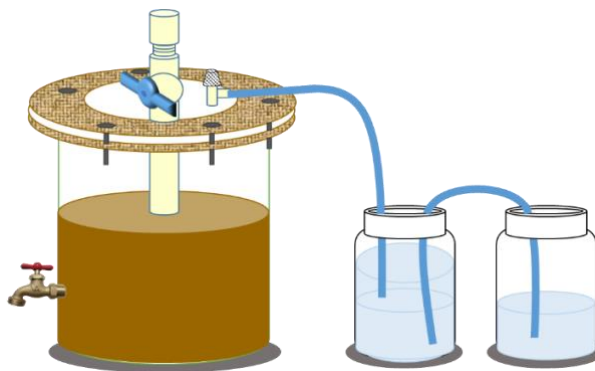


Figura 29. Digestor-Sistema de medición de biogás

En la etapa de arranque del digestor la operación fue en régimen *batch*, esto con el propósito de que las interacciones complejas llevadas a cabo por las comunidades microbianas logren un comportamiento dinámico en el proceso. Se seleccionó una RIS de 2, reportada en el primer capítulo como adecuada en términos de estabilidad para obtener mejores resultados en el tratamiento de sobrantes alimenticios. La diferencia más sustancial de esta puesta en marcha con la realizada en el primer capítulo es que el sustrato de partida de la etapa batch corresponde a la mezcla óptima reportada en el capítulo dos como la configuración operacional de mejor desempeño. Es decir, el arranque se ejecutó a partir del punto óptimo generado en la etapa anterior a saber: 22 gSV/l de concentración de materia orgánica y relación de mezcla SAR/EB 83/17. En la tabla 7, se evidencian las condiciones de operación del montaje para el arranque del digestor.

Tabla 7.
Condiciones de operación en arranque del Biorreactor

Parámetro	Valor
Volumen de operación	3 L
Temperatura	25 ± 3 °C
Tiempo de operación	30 días
Agitación	100 rpm

Durante esta etapa se cuantificaron el volumen de metano diario producido, el consumo de sólidos totales y sólidos volátiles, variables como AGV, AT, capacidad buffer y pH, fundamentales para evaluar la estabilidad del proceso y dar paso a la operación en régimen semi-continuo. Los volúmenes de metano obtenidos fueron llevados a condiciones normales (ver apéndices)

Posterior a la puesta en marcha del biorreactor, se da inicio la a etapa de operación en modo semi-continuo. Para la digestión en semi-continuo se utilizó una relación de mezcla óptima de 79% para los SAR y 21% de EB. La experimentación implicó la carga por etapas del reactor a tres velocidades de carga orgánica diferentes de 1, 3 y 3.5 gSV / L*día; cada una de estas etapas se operó durante 30 días. La VCO, también conocida como el volumen de carga significa la cantidad de sólidos orgánicos secos cargados por volumen del reactor en litros por unidad de tiempo, que pueden ser suministrados al sistema sin sobrealimentar a las bacterias (Owamah & Izinyon, 2015). La alimentación diaria de los sustratos al digester se dividió en tres cargas, repartidas en mañana, tarde y noche, agitando durante 30 minutos antes y después de cada alimentación para favorecer la buena homogeneización y la transferencia de los sustratos a la población de bacterias.

La medición de metano se realizó por desplazamiento volumétrico, en la cual el CO₂ es absorbido por la solución salina contenida en el recipiente y el gas metano desplaza un volumen de líquido que equivale al volumen de biogás producido por el sistema; esta medida luego se calcula a condiciones normales.

VARIABLES como pH, AGV, AT y SV se monitorearon con la periodicidad y métodos presentados en la tabla 8. Todos los experimentos se realizaron por duplicado. En la tabla 8 se pueden observar las condiciones de operación del proceso y la cantidad de cada sustrato adicionada al sistema a la velocidad de carga orgánica respectiva.

Tabla 8.
Condiciones de operación semi-continua

Parámetro	VCO [g SV/L día]		
	1	3	3.5
Volumen operación	3 L		
Temperatura	25 ± 3 °C		
Agitación	100 rpm		
Cantidad SAR [g]	13.625	43.066	50.244
Cantidad EB [g]	5.931	14.826	17.297

Los métodos utilizados para monitorear y evaluar las variables de respuesta del digestor se presentan en la tabla 9. Como variables de desempeño se midieron la cantidad de biogás producido y el contenido de sólidos totales y sólidos volátiles por métodos estándar (ver apéndices). Las variables de estabilidad seleccionadas para el análisis durante la puesta en marcha del reactor fueron AGV, AT y variación del pH. Las mediciones de AGV, AT y SV se realizaron por duplicado.

Tabla 9.
Variables de respuesta de la DA de SAR y EB

Variable monitoreada	Unidad	Periodicidad	Método
Volumen de metano	ml	Tres veces por día	Desplazamiento volumétrico
AGV	mg Ac. Acético/L	Cada 3 días	Titulación
AT	mg CaCO ₃ /L	Cada 3 días	Titulación
SV	g SV/kg muestra	Cada 4 días	Gravimétrico
pH	-	Diario	Potenciométrico pHmetro metrohm 744

3.5 Resultados

3.5.1 Estabilidad en el arranque. Durante los 30 días del arranque del reactor se midió la concentración de AGV y AT para monitorear el estado en la evolución del sistema. Se evidencia en la figura 30 un comportamiento favorable para el proceso dado que hay una disminución en la concentración de los AGV que indica el consumo de estos por las bacterias acetogénicas siguiendo la dinámica del proceso de DA. Se evidencia que los valores de los AGV fueron compensados, durante toda la etapa, por los valores de AT superiores, lo que se traduce en una eficiencia en la capacidad de amortiguar la acidez del medio, que se puede observar en la figura 31. Esta tendencia muestra el buen funcionamiento de la primera etapa en cuanto a estabilidad del sistema.

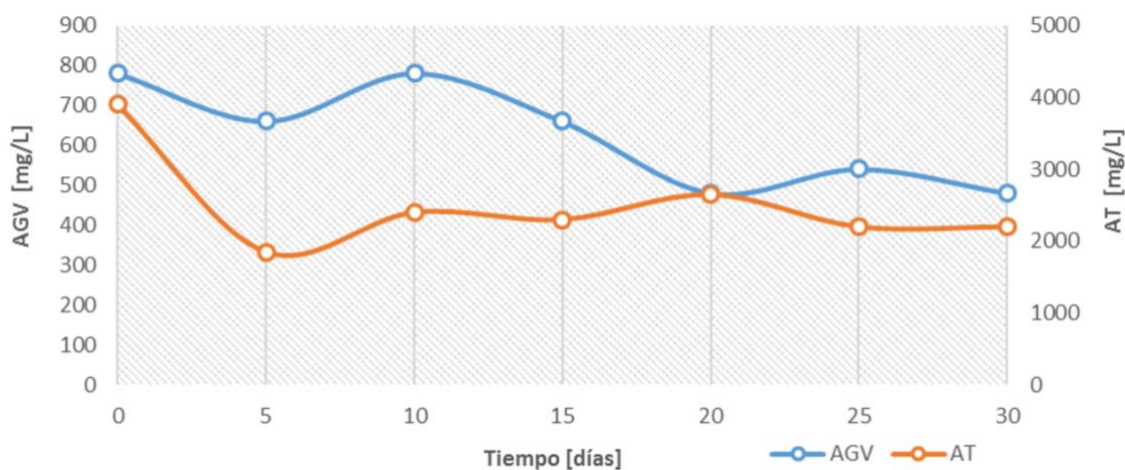


Figura 30. Evaluación de AGV y AT en el arranque del reactor

Se observa en la figura 31, que la capacidad buffer se mantuvo en el rango de 0.2 y 0.4, valores que según la literatura aseguran la estabilidad del proceso, demostrando que la alcalinidad contribuye a la estabilidad del pH. El pH en el día inicial fue de 7.33 y en al

final de la etapa fue de 7.72. Estos valores son comparables con los datos obtenidos por (Owamah & Izinyon, 2015), donde el pH osciló entre 7.3 y 7.5. Considerando esta dinámica de estabilidad alcanzada puede contemplarse proceder con la operación en régimen semi-continuo.

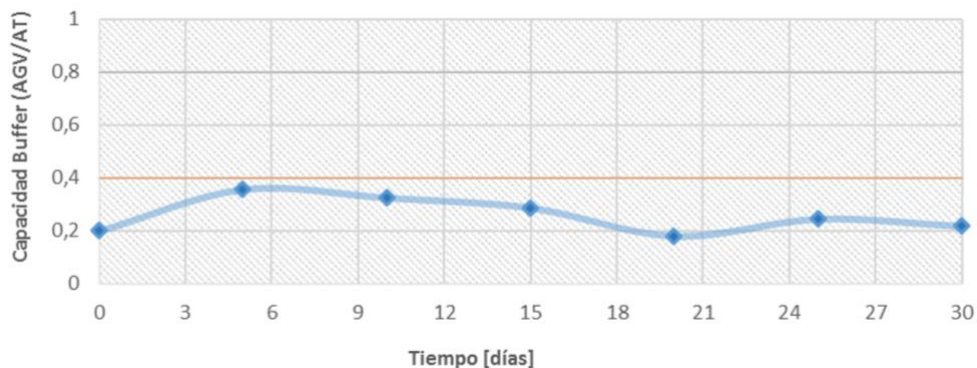


Figura 31. Capacidad buffer durante el arranque del reactor

3.5.2 Desempeño en el arranque. La etapa de arranque es considerada una etapa inestable y crítica (Neves et al. 2004). Esto se refleja en el comportamiento de la producción diaria de biogás en los primeros días del arranque del reactor, descrito en la figura 30, donde entre los días 1 y 6 se alcanzaba el doble en el volumen de biogás con respecto a otros. Estas variaciones se deben, además, a que en el inicio del arranque la materia orgánica disponible para biodegradarse se encuentra en mayor proporción, teniendo en cuenta que es un residuo fácilmente biodegradable, lo que se refleja en elevadas producciones de biogás. Posteriormente la generación de biogás fue disminuyendo debido al agotamiento de la materia orgánica, hasta obtenerse valores bajos durante los últimos días de esta etapa.

La medida de la producción acumulada a condiciones estándar de presión y temperatura presenta una tendencia creciente durante los 30 días de la etapa inicial logrando para esta fecha un acumulado de 44573.99 mL. Las condiciones para dar paso

a la operación semi-continua se determinan a partir de la estabilidad alrededor de cierto punto, hecho notorio en las curvas de capacidad buffer y producción de biogás. Se obtuvo un rendimiento en la producción de biogás de 0.37 m^3 de biogás/ kg SV*día. Otros estudios para condiciones de operación similares reportaron un valor de 0.46 m^3 de biogás/ kg SV*día en el rendimiento de producción (Chu et al 2008). Estos resultados señalan que el sistema tuvo un funcionamiento estable, sin riesgo de fallo en la operación *batch*.

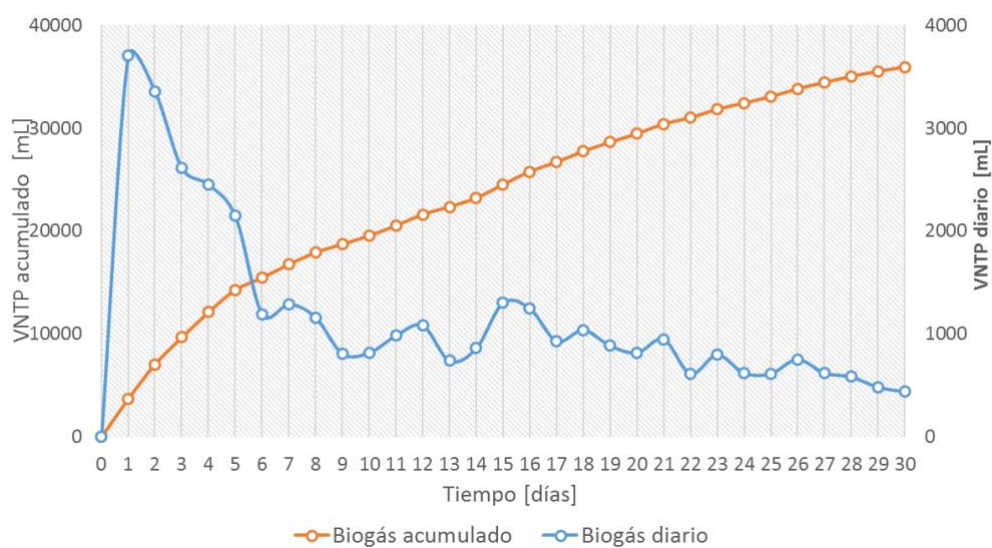


Figura 32. Volumen normalizado de biogás diario y acumulado durante el arranque del reactor

3.5.3 Evaluación de la codigestión de SAR/EB en la relación de mezcla óptima en régimen semi-continuo. Finalizado el tiempo propuesto para la primera etapa de digestión y dado el buen desempeño durante esta referente a estabilidad del proceso y producción de biogás, lo que garantiza un consorcio microbiano activo, se procede a iniciar con la segunda etapa propuesta que es la operación del biorreactor en régimen semi-continuo.

3.5.3.1 Evaluación de la estabilidad de la codigestión anaerobia de sar con eb en operación semi continua. La estabilidad del sistema se puede determinar mediante el estudio de la relación de los cambios de AGV y el pH como se presenta en la figura 31.

En el desarrollo de la etapa con carga de 1 gSV / L*día, los valores de AGV oscilan entre 600 y 800 mg/L, lo que demuestra que el proceso no experimentó ninguna inhibición por acidificación durante los 30 días donde se suministró esta cantidad de carga orgánica. Esta estabilidad también se ve reflejada en el pH obtenido durante la presente VCO, dado que no presentó perturbación y se mantuvo en el rango entre 7 y 8. Estudios anteriores exponen que, para residuos fácilmente biodegradables como los SAR, co-digeridos con algunos residuos agrícolas, el valor de VCO de 1 gSV / l*día responde a una digestión eficiente en régimen continuo (Owamah & Izinyon, 2015).

Entre los días 75-89 de operación operando a una VCO de 3 gSV / L*día se presentan concentraciones de AGV en el rango 720-1560 mg/L. Posteriormente durante el periodo comprendido entre los días 75-89 se presenta un aumento significativo en las concentraciones de ácidos grasos volátiles presentándose valores entre 3900 y 5300 mg/L para rematar al día 90 con una concentración de 8300 mg/L lo que demuestra que durante la velocidad de carga orgánica de 3 gSV / L*día el proceso empieza a evidenciar una acumulación de AGV. Sin embargo, como demuestra el comportamiento de las curvas superiores, los valores de pH no sufren perturbaciones drásticas, permaneciendo en el rango de 7.2 y 7.8, lo que significa que, a pesar del incremento de AGV, los valores de alcalinidad del medio son superiores a estos y brindan capacidad de amortiguamiento a la acidificación que se presenta, permitiendo que el sistema continúe su desempeño aun con el riesgo de acidificación.

Obtenidos estos resultados para la VCO de 3 gSV / L*día, se decide continuar con el incremento de la carga orgánica para evaluar la capacidad de amortiguamiento y metabolismo del consorcio microbiano, con un aumento más prudente de la concentración de sólidos volátiles dada la acumulación evidente. De esta manera se procede a la VCO de 3.5 gSV / L*día. Como se observa en la figura 33 el sistema no recuperó su desempeño y estabilidad. La tasa de producción de AGV se hizo mayor que el consumo de estos por parte de las bacterias acetogénicas, desequilibrando así la cinética de generación de biogás por parte de las archeas metanogénicas (Owamah & Izinyon, 2015), desde este punto la alcalinidad del sistema no pudo lidiar con la acidificación causando una inestabilidad irreversible en el digestor. Se puede notar que el sistema inició a presentar un desequilibrio a partir de una concentración de AGV de 10000 mg/L. Así las cosas, valores por encima de esta concentración condujeron al bajo rendimiento progresivo del reactor, desestabilizando el medio e inhibiendo la producción de metano. Este colapso en la estabilidad se hace más evidente en la tendencia de la curva de pH para esta VCO, que inició un proceso de caída casi inmediato a la operación bajo esta última carga. Considerando que la tendencia era clara se prosiguió a parar la operación del biorreactor.

Los valores de pH presentaron un buen desempeño durante las cargas de 1 y 3 gSV / L*día, siguiendo una tendencia casi constante en el rango adecuado para el proceso de digestión. Un rango neutral estable para este tipo de tratamientos va de 7.0 a 7.5. El pH comenzó a disminuir junto con la creciente proporción de carga orgánica, al aumentar la VCO a 3.5 gSV / L*día; este desempeño puede ser debido a que la creciente proporción de SAR en la mezcla conduce a un aumento en la fracción orgánica lábil, que se convierte adicionalmente en AGV (Marañón et al. 2012). La rápida velocidad en la producción de

AGV se ve reflejado en la caída de este parámetro, favoreciendo el crecimiento de las bacterias acidogénicas.

La figura 34 describe el comportamiento de la capacidad buffer durante la co-digestión de los SAR y EB. La relación AGV/AT es utilizada como un indicador temprano de acidificación, comparado con los datos de pH que se alteran en estados avanzados y de difícil recuperación (Neves et al. 2004)

Estudios reportan que valores menores a 0.4 en la capacidad buffer aseguran la estabilidad en el proceso de digestión anaeróbica (Zhang et al. 2014). Los datos obtenidos de capacidad buffer durante la operación con VCO de 1 gSV / L*día oscilaron entre 0.2 y 0.4, lo que indica el excelente desempeño del metabolismo microbiano y desarrollo de las etapas de la digestión.

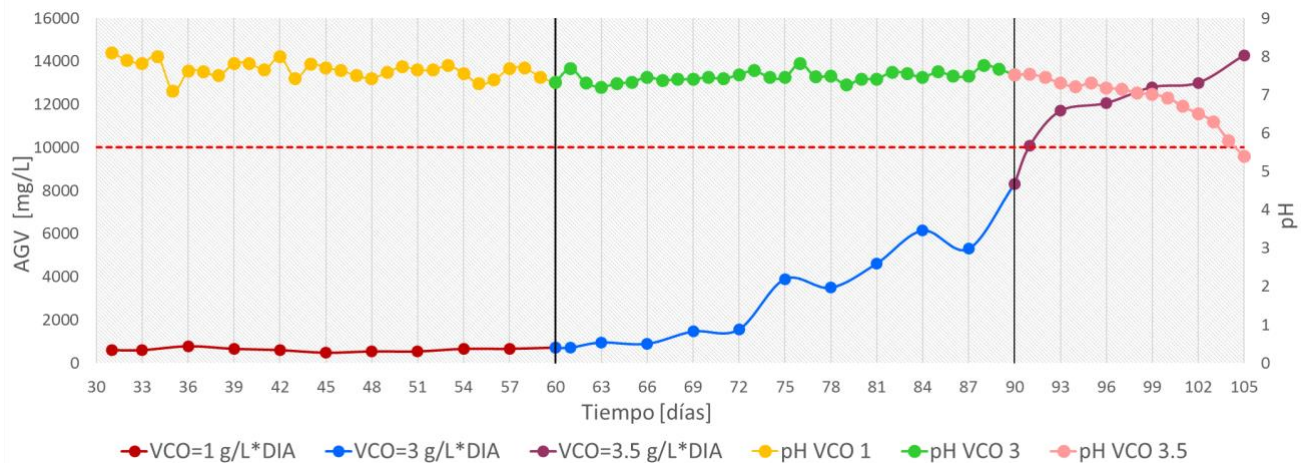


Figura 33. Comportamiento de AGV y pH durante la Co-DA

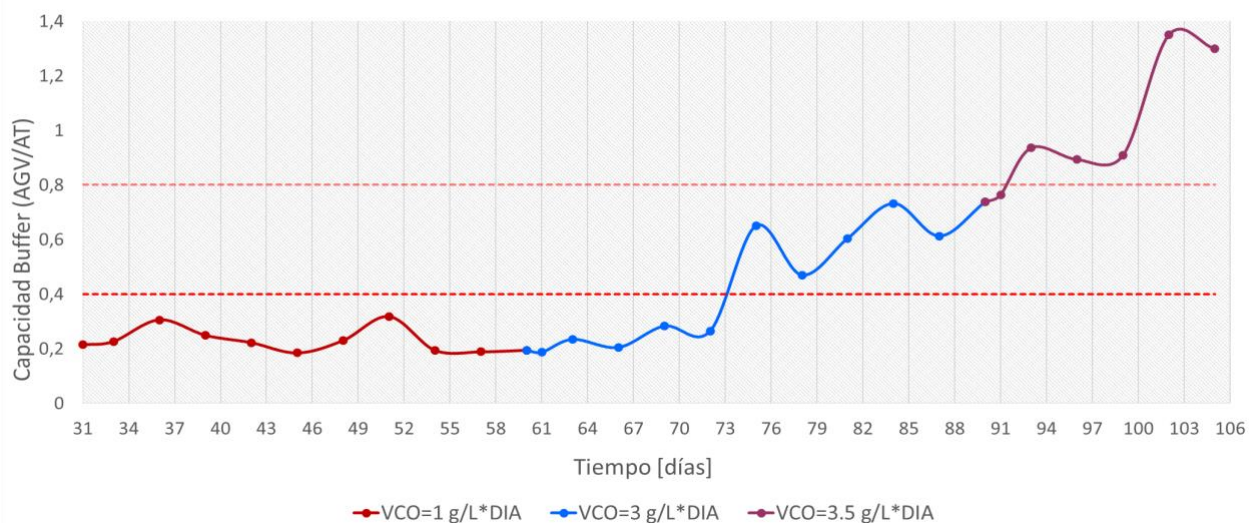


Figura 34. Variación de la capacidad buffer en la Co-DA

Para la siguiente VCO, 3 gSV / L*día, se evidencia que durante los primeros días el sistema se conservó estable sin riesgo de acidificación. A partir del día 75 y hasta el día 90 la relación AGV/AT presentó un incremento significativo, de 0,65 a 0,73, revelando cierta inestabilidad del proceso, hecho evidenciado al mismo tiempo en los valores de AGV. Para el rango de 0,4 y 0,8 en capacidad buffer la literatura reporta que el proceso puede llegar a presentar ciertas inestabilidades de naturaleza más bien reversible sin embargo el hecho de que el pH se mantuviera estable durante la transición del sistema a rangos buffer entre 0,4 y 0,8 indica que el mismo logró mantener la estabilidad durante toda la VCO de 3 gSV/l. Finalmente, durante la VCO de 3.5 gSV / L*día, se aumenta drásticamente la capacidad buffer, a tal punto de obtener valores superiores a la unidad que demuestran inestabilidad significativa del proceso, mayor concentración en AGV con respecto a la alcalinidad e inhibición en la actividad metanogénica. Debido a esto se decide suspender la operación del reactor en el día 105.

3.5.3.2 Evaluación del desempeño de la codigestión de SAR y EB en operación semicontinua. Se busca en operaciones continuas y semicontinuas de DA que los rendimientos de producción de biogás se mantengan más o menos estables ya que esto indica una conversión oportuna del sustrato a metano, evitando la acumulación excesiva de AGV o en su defecto una alcalinidad suficiente para neutralizar una eventual acidificación (Castelles et al, 2012). Todo lo anterior puede verse reflejado en una producción eficiente de biogás.

La figura 35 muestra la variación en la producción de biogás durante la Co-DA de SAR y EB. En los primeros 30 días de operación, donde la VCO es de 1 gSV / L*día, la producción es creciente, con valores que oscilan entre 800 y 2000 mL, debido a la adaptación inicial del consorcio microbiano a las cargas diarias. Este resultado demuestra que las características de los sustratos al mezclarse en esta proporción son idóneas y generan un proceso estable. Se obtuvo un aumento significativo de la producción de biogás cuando la VCO se incrementó a 3 gSV / L*día; los valores fluctúan entre 1800 y 3500 mL, entre los días 60 y 90. Esto indica la adaptación de los microorganismos a condiciones superiores de VCO, ya que incrementa la cantidad de microorganismos disponibles representados en la concentración de SV; esto promueve una mejor degradación de los sustratos y una producción más eficiente de biogás (Owamah & Izinyon, 2015).

El rendimiento en la producción de metano comienza a disminuir a partir del incremento de la VCO a 3.5 gSV / L*día, cayendo este valor de 2900 a 880 mL, evidenciado el bajo desempeño en el proceso, demostrado en la figura 33 con la acumulación de AGV y caída de pH. Una vez que la VCO aumenta más allá de cierto umbral, la capacidad de amortiguación del digestor puede verse afectada

significativamente, dando como resultado una disminución en el pH y producción de metano y la posterior inhibición de metanógenos (Castelles et al. 2015). Otros estudios también reportan que puede haber cierta inestabilidad en la digestión anaeróbica de residuos alimenticios cuando se opera a altas VCO (Jiang & Banks, 2012).

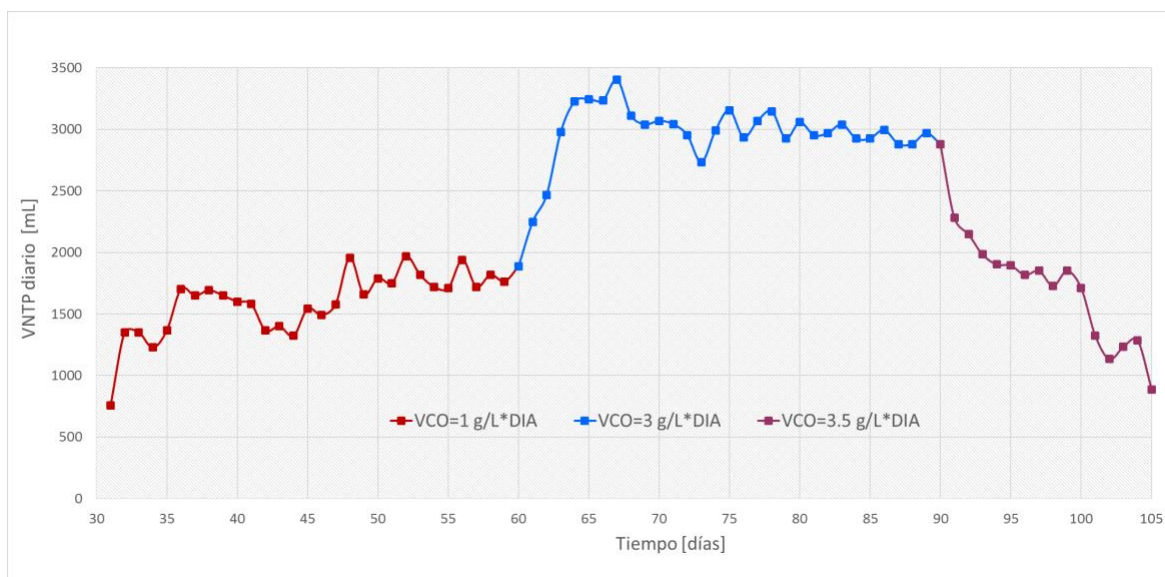


Figura 35. Volumen de biogás normalizado durante la Co-D

Los rendimientos en la producción de biogás se presentan como una respuesta ante el desempeño del digester. En la tabla 10 se presentan los rendimientos obtenidos en este estudio para cada VCO. Se confirma el efecto sinérgico en la Co-DA de SAR y EB con los rendimientos de biogás superiores para la VCO de 3 gSV / L*día. En comparación con otros estudios, un incremento de carga orgánica en los digestores de mono-digestión de residuos alimenticios conlleva a la acumulación de ácidos grasos volátiles que acidifican el sistema y afectan la producción de biogás.

Tabla 10.
Rendimiento de biogás

VCO [g SV/L día]	Rendimiento [m³ biogás/ kg SV*día]
1	2.0297
3	3.8664
3.5	2.1638

En la investigación realizada por Ageyman y Tao (Agyeman & Tao, 2014), se concluye que existe una mayor producción de metano en los tratamientos establecidos con cargas orgánicas bajas (2 gSV / L*día). Marañón et al (2012), incrementaron la VCO de 1.2 a 1.5 gSV / L*día, encontrando que el rendimiento específico de metano disminuye alrededor del 20 al 28% al aumentar la VCO. Así mismo Zhang et al. (2013) y Anderson et al. (1992) demostraron reducción en la producción de biogás tras el aumento de la carga orgánica.

La mono-digestión de los residuos de alimentos a menudo conduce a la inestabilidad en el digestor e incluso al fracaso a tasas de carga orgánica altas, debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles y amoníaco. En contraste, la combinación de estiércol y residuos de alimentos mejora la disponibilidad y equilibrio de nutrientes y da lugar a valores de pH que no son inhibitorios a los metanógenos, ofreciendo condiciones de vida óptimas para los microorganismos anaerobios (Yang et al, 2015).

La tabla 11 presenta los resultados de investigaciones hechas a partir del tratamiento por co-digestión anaeróbica de residuos de alimentos y estiércol bovino con diferentes proporciones de mezcla.

Tabla 11.

*Codigestión anaerobia usando EB y SAR como cosustratos para una VCO de 1 gSV/l*día*

Proporción de mezcla		Rendimiento de biogás [m ³ biogás/ kg SV*día]	Referencia
SAR	EB		
34%	66%	0.57	(Zhang C. , Xiao, Peng, Su, & Tan, 2013)
48%	52%	0.53	(El-Mashad & Zhang, 2010)
50%	50%	0.79	(Agyeman & Tao, 2014)
79%	21%	2.03	E. E

Es posible concluir que la relación de mezcla de SAR y EB juega un papel determinante al momento de co-digerir estos residuos, evidenciándose que este factor puede ser significativo para el rendimiento de biogás. La proporción de mezcla empleada en este estudio, 79% SAR y 21% EB, presenta mayor ventaja en comparación con las otras relaciones, que permite obtener un valor superior en el rendimiento. Con esta relación se logra un buen desempeño del proceso, logrando el equilibrio de nutrientes dentro del consorcio microbiano, la cantidad adecuada de capacidad buffer en el medio para evitar la acumulación de compuestos volátiles y la producción de energía a través de biogás.

3.6 Conclusiones

A partir del proceso de Co-DA se aprovecha la sinergia de los sustratos, que al mezclarse en la proporción correcta ofrece mejoras, no solo en el aumento del rendimiento del sistema, sino que permite aumentar la velocidad de carga orgánica límite reportada para monodigestión.

La relación de mezcla de 79% de SAR y 21% EB es óptima para la co-digestión de estos residuos, ya que presenta un buen escenario que se ve reflejado en la mejora de la estabilidad del proceso e incremento en el rendimiento de biogás, comparados con otras proporciones.

Se puede operar un digestor anaerobio alimentando EB y SAR en una proporción de 79:21 con una carga de hasta 3 g SV/L*día obteniéndose rendimientos diarios de 3.8664 m³ biogás/ kg SV*día, en promedio. Lo que demuestra que la mezcla de SAR y EB, permite aumentar las tasas de carga orgánica, comparado con la mono-digestión de los residuos alimenticios, caracterizados por su fácil biodegradación. El umbral de aguante en términos de concentración de AGV para este modo de operación es de 10000 mg/l.

4. Socialización de Resultados

Este trabajo de investigación fue el resultado de un esfuerzo conjunto del grupo de investigación en digestión anaerobia. Los resultados fueron socializados en distintos escenarios que se enunciarán a continuación.

TESIS DE PREGRADO

- Sobrantes Alimenticios de Restaurante: Co-sustrato para el mejoramiento del potencial de biometanización de residuos agroindustriales. Diana Peñaloza, Katherine Rodríguez
- Desempeño y estabilidad de un reactor cstr a escala laboratorio para la digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante: arranque, puesta en marcha y recuperación. Juan Beltrán, Santiago Rodríguez.
- Digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante en un reactor tubular a temperatura ambiente. Ana Gomez, Iván Gómez.
- Codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante (sar) con papel reciclado. Lenis Salcedo.
- Estudio de la relación de mezcla de cosustratos para la codigestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante con estiércol bovino. Eliberto Moreno, Zully Porras.
- Codigestion anaerobica de estiercol bovino y sobrantes alimenticios de restaurante en un reactor de tanque agitado. Giovanna Villalobos.

CONGRESOS

- Performance and stability of rapidly degradable anaerobic digestion waste: food waste case of study. World congress on anaerobic digestion.. ; Lambis L; Marín, J; Escalante H; Castro L..Viña Del Mar- Chile. 2015
- Influence of organic load and mixing ratio on response and stability of food waste and cattle manure anaerobic digestion.; Lambis L; Marín, J; Escalante H; Castro L. Poster Para el XII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. Cusco-Perú. 2016
- Digestión anaerobia de residuos alimenticios de restaurante en un reactor tipo flujo pistón. Ibañez, A; Gomez, I; Lambis L; Marín, J; Escalante H; Castro L. II Congreso Internacional en Tecnologías Limpias. Bogota-Colombia. 2016

ARTÍCULO

- Synergistic effects in anaerobic codigestion of chicken manure with industrial wastes. Lambis L; Marín, J; Escalante H; Castro L. Revista Dyna. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellin. 2018. (*En Proceso De Publicación*)

5. Conclusiones

- **Evaluación del efecto de la carga orgánica en el desempeño y la estabilidad de la digestión anaerobia de sobrantes alimenticios de restaurante en operación continua y discontinua:** El desempeño y la estabilidad de la digestión anaerobia de residuos rápidamente degradables como los sobrantes alimenticios de restaurante, están limitados por un desbalance entre producción y consumo de AGV, representado en caídas drásticas del pH. En operación discontinua concentraciones de SAR que representen una RIS igual o inferior a 1 representan colapso del sistema en términos de acidificación. Cuando la velocidad de carga orgánica es igual o superior a 2 gSV/l día en operación continua. Concentraciones de AGVs de 4000 mg/l se alcanzan en el sistema y este se inhibe por acidificación. La viabilidad de la tecnología como estrategia de gestión depende de encontrar mecanismos que le proporcionen al sustrato estabilidad en términos de capacidad buffer.
- **Optimización de la codigestión de sobrantes alimenticios de restaurante y estiércol bovino:** El efecto de interacción de los factores carga orgánica y relación de mezcla sobre el desempeño y la estabilidad del proceso de co-digestión anaerobia de SAR con EB, es significativo presentando valores-p menores a 0.05. Rendimientos de metano superiores a $0.90 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kgSV}$ se podrían conseguir según el modelo de segundo orden obtenido dentro de regiones simultáneas de relación de mezcla SAR/EB entre 75/25 y 85/15, y cargas orgánicas entre 18 gSV/l y 24 gSV/l.

- **Evaluación de la estabilidad y el desempeño del punto óptimo en operación intermitente:** Se puede operar un digestor anaerobio alimentando EB y SAR en una proporción de 79:21 con una carga de hasta 3 g SV/L*día obteniéndose rendimientos diarios de 3.8664 m³ biogás/ kg SV*día, en promedio. Lo que demuestra que la mezcla de SAR y EB, permite aumentar las tasas de carga orgánica, comparado con la mono-digestión de los residuos alimenticios, caracterizados por su fácil biodegradación.

Referencias Bibliográficas

- Abbasi, T., Tauseef, S. & Abbasi, S., 2012. *Biogas Energy*. New York: Springer.
- Agyeman, F. & Tao, W., 2014. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *Journal of Environmental Management*, Volumen 133, pp. 268-274.
- Ahring, B. K., 2003. Perspectives for Anaerobic Digestion. En: *Biomethanation I*. Berlin: Springer.
- Anderson, G y Yang, G. Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration. *Water Environment Research*, vol. 64, n° 1, pp. 53-59, 1992.
- Angelidaki, I. y otros, 2011. Biomethanation and Its Potential. En: A. M. Rosenzweig & S. W. Ragsdale, edits. *Methods in Enzymology*. s.l.:Elsevier Applied Science, pp. 328-347.
- Angelidaki, I. & Sanders, W., 2004. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants.. *Critical Reviews in Biotechnology*, Volumen 3, pp. 117-119.
- Angelidaki, L. y otros, 2011. Biomethanation and Its Potential.. *Methods in Enzymology*, Volumen 494, pp. 328-347.
- APHA-AWWA-WPCF, 2001. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *American Public Health Association*.
- Appels, L., Baeyens, J. & Degre`ve, J. D. R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, Volumen 34, p. 755–781.
- Alzate Moncada, M. S. & Quintero Silva, M., 2016. Characterization of trophic groups throughout an anaerobic digestion process with cattle manure slurry using a low-cost method. *ion*, 29(1), pp. 117-123.
- Banks, C., Zhang, Y., Jiang, Y. & Heaven, S., 2012. Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated. *Bioresource Technology*, Volumen 104, p. 127–135.
- Bastone, D. y otros, 2002. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1).. *Water Science and Technology*, Volumen 45, pp. 65-73.
- Beevia, B., Madhub, G. & D., S., 2014. Performance and kinetic study of semi-dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*.
- Biernacki, P., 2013. Application of anaerobic digestion model 1 for describing anaerobic digestion of grass, maiz, green weed silage and industrial glycerine.. *bioresource technology*, Volumen 127, pp. 188-194.
- Bouallagui, H. y otros, 2009. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition.. *J. Environ. Manage.*, Volumen 209, pp. 184-189.

Buyukkamaci, N. & Filibeli, A., 2003. Volatile fatty acid formation in an anaerobic hybrid reactor. *Process Biochemistry*, Volumen 39, p. 1491–1494.

Campos, E., Elías, X. & Flotats, X., 2012. *PROCESOS BIOLÓGICOS: la digestión anaerobia y el compostaje*. Madrid: Díaz de Santos.

Campos Pozuelo, A. E., 2001. *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*, Lleida: s.n.

Cho, S. y otros, 2013. Statistical optimization of mixture ratio and particle size for dry co-digestion of food waste and manure by response surface methodology. *Korean J. Chem. Eng.*.

Chu, C; Li, Y; Xu, K; Ebie, Y; Inamori, Y. A pH- and temperature-phased two-stage process for hydrogen and methane production from food waste. *International Journal of hydrogen energy*, vol. 33, pp. 4739-4746, 2008.

Climenhaga, M. & Banks, C., 2008. Anaerobic digestion of catering wastes: effect of micronutrients and retention time.. *Water Science & Technology*, Volumen 57, p. 687–692..

Curry, N. & Pillay, P., 2012. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban. *Renewable Energy*, Volumen 41, pp. 200-209.

Dai, X., Duan, N., Dong, B. & Dai, L., 2013. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. *Waste Management*, Volumen 33, p. 308–316.

El Hadj, T. y otros, 2009. Ammonia influence in anaerobic digestion of OFMSW. *Water Sci. Technol.*, Volumen 59, p. 1153–1158..

El-Mashad, H. & Zhang, R., 2010. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*, Volumen 101, p. 4021–4028.

Evans, A., Strezov, V. & Evans, T. J., 2015. Anaerobic Digestion. En: *Biomass Processing Technologies*. New York: Taylor & Francis Group, pp. 178-179.

FAO, 2012. *Pérdida y desperdicio de alimentos*. [En línea] Available at: <http://www.fao.org/food-loss-and-food-waste/es/>

Fisgativa, H., Tremier, A. & Dabert, P., 2016. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. *Waste Management*, Volumen 50, p. 264–274.

García-Gen, S., Rodríguez, J. & Lema, J., 2014. Optimisation of substrate blends in anaerobic co-digestion using adaptive linear. *Bioresource Technology*.

Ghanimeh, S., Fadel, M. & Saikaly, P., 2012. Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, Volumen 117, pp. 63-71.

González-Fernández, C., Molinuevo-Salces, B. & García-González, M., 2011. Evaluation of anaerobic codigestion of microalgal biomass and swine manure via response surface methodology. *Applied Energy*, Volumen 88, p. 3448–3453.

Han, M., Beherab, S. & Parka, H., 2012. Anaerobic co-digestion of food waste leachate and piggery wastewater for methane production: statistical optimization of key process parameters. *Society of Chemical Industry*.

Hansen, K., Angelidaki, I. & B., A., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. *Water Research*, Volumen 5-12, p. 32.

Hartmann, H. & Ahring, B., 2004. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure.. *water research*, Volumen 39, p. 1543–1552.

Hartmann, H. & Ahring, B., 2005. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. *Waste Management*, Volumen 39, p. 1543–1552.

Jard, G. y otros, 2012. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of *Palmaria palmata*: Comparison with *accharina latissima* and inhibition studies. *Chem. Eng. J.*, Volumen 209, p. 513–519.

Javkhlan Ariunbaatar, y otros, 2015. Enhanced mesophilic anaerobic digestion of food waste by thermal. *Waste Management*, Volumen 46, p. 176–181.

Jiang, Y; Heaven S.; Banks, C. Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste, *Renewable Energy*, vol. 44, pp. 206-214, 2012.

Kawai, M. y otros, 2014. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. *Bioresource Technology*, Volumen 157, pp. 174-180.

Kastner, V., Somitsch, W. & Schnitzhofer, W., 2012. The anaerobic fermentation of food waste: a comparison of two bioreactor systems.. *journal of cleaner production*, pp. 34-39.

Komemoto, K. y otros, 2009. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. *Waste Management*, Volumen 29, p. 2950–2955.

Kuehl, R., 2000. Diseño de experimentos: principios estadísticos de diseño y análisis de investigación. *Thomson Editores*, pp. 441-468.

Kumar, S., 2008. Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production. Principles and Applications. *Editorial Blackwell Publishing*, pp. 29-63.

Lidholm, O. & Ossiansson, E., 2008. Modeling Anaerobic Digestion: Validation and calibration of the Siegrist model with uncertainty and sensitivity analysis.

Lubken, M., Wichern, M. & Schalattmann, M., 2007. Modelling the energy balance of an anaerobic digester fed with cattle manure and renewable energy crops.. *water research*.

Lü, F. y otros, 2012. Initiating methanogenesis of vegetable waste at low inoculum-to-substrate ratio: Importance of spatial separation. *Bioresource Technology*, Volumen 105, p. 169–173.

Mata-Alvarez, J., S, M. & Llabrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives.. *Bioresource Technology*, Volumen 74, pp. 3-16.

Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Macé, S. & Astals, S., 2011. Anaerobic codigestion of solid waste: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, pp. 1-13.

Marañón, E; Castrillón, L; Quiroga, G; Fernández-Nava Y; Gómez, L y García, M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. *Waste Management*, vol. 32, pp. 1821-1825, 2012.

Melikoglu, M., Lin, C. & C., W., 2013. Analysing global food waste problem: pinpointing the facts and estimating the energy content. *Central european journal of engineering*, pp. 157-164.

Moral, R. y otros, 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain.. *Waste Management*, Volumen 28, p. 367–371.

Nagao, N. y otros, 2012. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, Volumen 118, p. 210–218.

Naroznova, I, Møller, J. & Scheutz, C., 2016. Characterisation of the biochemical methane potential (BMP) of individual material fractions in Danish source-separated organic household waste. *Waste Management*, Volumen 50, p. 39–48.

Neves, L., Oliveira, R. & Alves, M., 2009. Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresource Technology*, Volumen 100, p. 1957–1962.

Neves, L; Oliveira, R; Alves, M. Influence of inoculum activity on the bio-methanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios, *Process Biochemistry*, vol. 39, pp. 2019-2024, 2004.

Nielsen, H., Uellendahl, H. & Ahring, B., 2007. Regulation and optimization of the biogas process: Propionate as a key parameter.. *Biomass and Bioenergy*, Volumen 31, p. 820–830.

Oh, S. & A., M., 2010. Long chain fatty acids degradation in anaerobic digester: thermodynamic equilibrium consideration.. *Process biochemistry*, Volumen 45, pp. 335-345.

Owamah, H; Izinyon, O. The effect of organic loading rates (OLRs) on the performances of food wastes and maize husks anaerobic co-digestion in continuous mode, *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, vol. 11, pp. 71-76, 2015.

Palatsi, J. y otros, 2012. Influence of adsorption and anaerobic granular sludge characteristics on long chain fatty acids inhibition process. *Water research*, Volumen 46, pp. 5268-5278.

Park, S. & Li, Y., 2012. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. *Bioresource Technology*, Volumen 111, pp. 42-48.

Riaño, B., Molinuevo, B. & García-González, M., 2012. Optimization of chitosan flocculation for microalgal-bacterial biomass harvesting via response surface methodology. *Ecological Engineering*, Volumen 38, p. 110– 113.

Rivera González, D. y otros, 2012. Aprovechamiento del subproducto sólido de la digestión anaerobia del bagazo de fique (*furcraea macrophylla*) para el acondicionamiento de suelos. *Revista Ion*, Volumen 25.

Rivera-Salvador, V. y otros, 2009. El modelo de digestión anaeróbica iwa-adm1: una revisión de su evolución.. *Ingeniería agrícola y biosistemas*, pp. 109-117.

Schattauer, A. y otros, 2011. Abundance of trace elements in demonstration biogas plants.. *biosystem engineering*, Volumen 108, pp. 57-65.

Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M. & Kennedy, K., 2013. Evaluation of single vs. staged mesophilic anaerobic digestion of kitchen waste with and without microwave pretreatment.. *Journal of environmental Management*, Volumen 125, p. 74–84.

Sun-Kee Han & Hang-Sik Shin, 2004. Biohydrogen production by anaerobic fermentation of food waste. *International Journal of Hydrogen Energy*, Mayo, Volumen 29, p. 569–577.

Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios-Superservicios, 2015. *Disposición Final de Residuos Sólidos-Informe Nacional*, Bogotá: s.n.

Varnero Moreno, M. T., 2011. *Manual de biogás*, Santiago de Chile: FAO.

Uçkun, E., Trzcinski, A., J. W. & Liu, Y., 2014. Bioconversion of food waste to energy: A review. *Fuel*, Volumen 134, p. 389–399.

Vavouraki, A., Angelis, E. & Kornaros, M., 2013. Optimization of thermo-chemical hydrolysis of kitchen wastes. *Waste Management*, Volumen 33 , p. 740–745.

Walker, M., Lyer, K., Heaven, S. & Banks, C., 2011. Ammonia removal in anaerobic digestion by biogas stripping: an evaluation of process alternative using a first order rate model based on experimental findings.. *Chem Eng J*, Volumen 178, pp. 138-145.

Wang, X. y otros, 2012. Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource Technology*, Volumen 120, p. 78–83.

Yenigün, O. & Demirel, B., 2013. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review.. *Process biochemistry*, Volumen 48, pp. 901-911.

Yu, L. y otros, 2012. Experimental and modeling study of a two-stage pilot scale high solid anaerobic digester system.. *Bioresource Technology* , pp. 8-17.

Zaman, A. U., 2016. A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems. *Journal of Cleaner Production*, pp. 1-10.

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J. & Tan, T., 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volumen 38, p. 383–392.

Zhang, Y., Banks, C. J. & Heaven, S., 2012. Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams. *Journal of Environmental Management*, Volumen 104, pp. 166-174

Zhang, C. y otros, 2015. Biogas by Semi-Continuous Anaerobic Digestion of Food Waste. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, Volumen 175, p. 3901–3914.

Zhang, C. y otros, 2013. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*, Volumen 129, p. 170–176.

Zhang, L. & Jahng, D., 2012. Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements. *Waste Management*, Volumen 32, p. 1509–1515.

Zhang, Y., Banks, C. & Heaven, S., 2012. Co-digestion of source segregated domestic food waste to improve process stability. *Bioresource Technology*, Volumen 114, p. 168–178.

Zhao, M. y otros, 2008. The influence of Ph adjustment on biogas production from kitchen wastes by anaerobic fermentation. *Chin J Bioprocess Eng.*