



EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LA CO-DIGESTIÓN DE LODOS PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEZCLADOS CON RESIDUOS DE ALIMENTOS

ILEANA CONSUELO JULIO GUERRERO

Ingeniera Sanitaria

**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA AMBIENTAL
MEDELLÍN
2016**



EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LA CO-DIGESTIÓN DE LODOS PROVENIENTES DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEZCLADOS CON RESIDUOS DE ALIMENTOS

ILEANA CONSUELO JULIO GUERRERO

Ingeniera Sanitaria

Trabajo de investigación presentado como requisito para optar al título de Magister en Ingeniería Ambiental

Director

FRANCISCO JOSÉ MOLINA PEREZ, PhD

**GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN Y MODELACIÓN AMBIENTAL
GAIA**

GRUPO INTERDISCIPLINARIO DE ESTUDIOS MOLECULARES GIEM

UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA

MEDELLÍN

2016

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme la oportunidad de realizar el estudio de maestría y por ser mi fortaleza.

A mis padres y hermanas por su apoyo en todo momento y por impulsarme a luchar por el logro de mis metas.

A los grupos GAIA y GIEM por haber brindado todos los recursos necesarios para realizar el trabajo de investigación.

Al profesor Francisco Molina por su disposición para orientarme siempre, por sus enseñanzas y por su apoyo durante todo el proceso de formación.

Al profesor Carlos Peláez por sus orientaciones y acompañamiento durante el desarrollo del trabajo de investigación.

A mis compañeros del grupo GAIA especialmente a Irina Ramos y Marcela Naranjo por su ayuda en el análisis de muestras.

A mis compañeros del grupo GIEM en especial a Andrea Tamayo, Alejandro Ruíz, Juliana Valencia y David Rodas por sus aportes y acompañamiento durante la fase experimental de la investigación.

Al personal del área de operaciones de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales San Fernando, y de la cafetería de deportes de la Universidad de Antioquia por su colaboración en el suministro de muestras.

ABREVIATURAS

DA: Digestión anaerobia

CA: Co-digestión anaerobia

LP: Lodo primario

LSE: Lodo secundario espesado

RA: Residuos de alimentos

Inoc: Inóculo

PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

SSV: Sólidos suspendidos volátiles

PMB: Potencial de metano bioquímico

H₀: Hipótesis nula

H_a: Hipótesis alterna

SS: Suma de cuadrados

AGV: Ácidos grasos volátiles

TRH: Tiempo de retención hidráulica

TCO: Tasa de carga orgánica

CSTR: Reactor continuo de mezcla completa

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN

INTRODUCCIÓN

1. ESTADO DEL ARTE	1
1.1 Biomasa y su aprovechamiento para la obtención de energía renovable	1
1.2 Digestión y co-digestión anaerobia	2
1.3 Reacciones metabólicas involucradas con la digestión anaerobia	3
1.4 Factores que afectan el proceso de co-digestión anaerobia	5
1.4.1. Sustrato/ fuente de carbono	5
1.4.2. Tamaño del sustrato	5
1.4.3. Inóculo y la relación inóculo:sustrato	6
1.4.4. Relación carbono/nitrógeno (C/N)	6
1.4.5. Temperatura	7
1.4.6. Condiciones de mezcla	7
1.4.7. Humedad	8
1.4.8. pH y capacidad buffer	8
1.4.9. Tiempos de retención hidráulica	9
1.5 Pre-tratamientos de los sustratos para la co-digestión anaerobia	10
1.6 Características de los sustratos: lodos de agua residual y residuos de alimentos.	11
1.6.1 Lodos de agua residual municipal	11
1.6.2 Residuos de alimentos	12
1.7 Beneficios de la co-digestión de lodos de agua residual y residuos de alimentos.	13
1.8 Limitantes del proceso de co-digestión de lodos de aguas residuales y residuos de alimentos	15
1.9 Co-digestión de lodos de aguas residuales y residuos de alimentos a escala industrial	16
1.10 Ensayos de Potencial de Metano Bioquímico (PMB)	17
2. OBJETIVOS	19
2.1. Objetivo general	19
2.2. Objetivos específicos	19

3. METODOLOGÍA	20
3.1. Procedimiento experimental	20
3.1.1. Caracterización inicial de los sustratos y el inóculo	20
3.1.4. Métodos Analíticos	25
3.2. Análisis estadístico	26
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	27
4.1. Características de los sustratos y el inóculo	27
4.1.1. Características de los lodos primarios	28
4.1.2. Características de los lodos secundarios espesados	29
4.1.4. Características de los residuos de alimentos	30
4.1.5. Características del inóculo (lodo digerido)	31
4.2. Características de las mezclas de lodos de agua residual y residuos de alimentos	32
4.3. Características de las mezclas de lodos de aguas residuales y residuos de alimentos con el inóculo	35
4.4. Potencial de biometanización	38
4.4.1. Potencial de biometanización en las mono-digestiones de los sustratos	38
4.4.2. Potencial de biometanización en las co-digestiones de los sustratos	40
4.4.3. Tasas de producción de metano	43
4.5. Ensayos de potencial de biometanización de las mezclas óptimas	45
4.6. Análisis estadístico de la producción de metano	52
4.6.1. Análisis estadístico de la producción de metano en las mezclas de LP:RA.	52
4.6.2. Análisis estadístico de la producción de metano en las mezclas de (LP+LSE):RA	56
4.6.3. Comparación de las producciones de metano de las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA	59
5. ANEXOS	72
ANEXO 1. Métodos analíticos usados en la investigación.	72
ANEXO 2. Características fisicoquímicas del lodo primario para cada muestreo realizado.	81
ANEXO 3. Características fisicoquímicas del lodo secundario espesado para cada muestreo realizado.	82

ANEXO 4. Características fisicoquímicas de los residuos de alimentos para cada muestreo realizado. 83

ANEXO 5. Características fisicoquímicas del lodo digerido (inóculo) para cada muestreo realizado. 84

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Características de los lodos primarios y lodos secundarios provenientes del proceso de lodos activados [61].	12
Tabla 2. Características físico-químicas de los residuos de alimentos reportadas en la literatura.	13
Tabla 3. Proporciones de mezcla de los sustratos.	21
Tabla 4. Características fisicoquímicas de los sustratos y de la mezcla LP-LSE.	28
Tabla 5. Características fisicoquímicas del inóculo (Lodo digerido).	32
Tabla 6. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos.	33
Tabla 7. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos.	33
Tabla 8. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos con el inóculo.	37
Tabla 9. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos con el inóculo.	37
Tabla 10. Características fisicoquímicas de las mezclas LP:RA=30:70 y las mezclas (LP+LSE):RA=30:70 usadas en los ensayos iniciales y en los finales (ensayos mezclas óptimas).	52
Tabla 11. Resultados del ANOVA para la producción de metano de las mezclas de LP:RA.	53
Tabla 12. Resultados de la prueba TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas de LP:RA.	54
Tabla 13. Resultados del ANOVA para la producción de metano de las mezclas (LP+LSE):RA	57
Tabla 14. Resultados de la prueba TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas (LP+LSE):RA.	58
Tabla 15. Resultados de la prueba TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA.	59

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del proceso de digestión anaerobia [25]	3
Figura 2. Montaje experimental utilizado en los ensayos de PMB.	22
Figura 3. Esquema del procedimiento para determinar el potencial de biometanización de un determinado sustrato.	23

Figura 4. Sólidos volátiles para las diferentes proporciones de mezcla de lodo de agua residual y residuos de alimentos encontrados en los diferentes ensayos realizados.	34
Figura 5. Relación C/N para las diferentes proporciones de mezcla de lodo de agua residual y residuos de alimentos encontrados en los diferentes ensayos realizados.	34
Figura 6. Producción de metano acumulada para los residuos de alimentos.	38
Figura 7. Producción de metano acumulada para cada sustrato y la mezcla de lodo primario y lodo secundario espesado.	40
Figura 8. Producción de metano acumulada para las mezclas de LP:RA.	41
Figura 9. Producción de metano acumulada para las mezclas de (LP +LSE):RA	42
Figura 10. Tasas de producción de metano durante la digestión de cada sustrato.	43
Figura 11. Tasas de producción de metano durante la digestión de las mezclas de LP:RA.	44
Figura 12. Tasas de producción de metano durante la digestión de las mezclas de (LP+LSE):RA.	45
Figura 13. Sólidos volátiles en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.	46
Figura 14. Sólidos totales en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión	46
Figura 15. Carbono orgánico en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.	47
Figura 16. Nitrógeno en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.	48
Figura 17. Relación C/N en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.	49
Figura 18. Fósforo en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.	49
Figura 19. pH en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.	50
Figura 20. Producción de metano acumulada para las mezclas óptimas de los sustratos LP:RA=30:70 y (LP+LSE):RA=30:70	51
Figura 21. Tasas de producción de metano para las mezclas óptimas de los sustratos LP:RA=30:70 y (LP+LSE):RA=30:70.	51
Figura 22. Box-plot de la producción de metano para las mezclas de LP:RA.	53
Figura 23. Diferencias en las medias de metano de las mezclas LP:RA	55
Figura 24. Box-plot de la producción de metano para las mezclas de (LP+LSE):RA	56
Figura 25. Diferencias en las medias de metano de las mezclas (LP+LSE):RA.	58

RESUMEN

La digestión anaerobia es una de las tecnologías más ampliamente utilizadas para el tratamiento de los lodos que se producen en las plantas de tratamiento de agua residual; tanto para el tratamiento de lodos primarios, como para el tratamiento de la mezcla de lodos primarios y secundarios, debido a las ventajas económicas, técnicas y ambientales del proceso de digestión. Una forma de optimizar la digestión de los lodos de aguas residuales es a través de la co-digestión anaerobia, este proceso, permite obtener mayor producción de metano, el cual constituye una fuente de energía renovable que puede aprovecharse para la producción de energía eléctrica o térmica. Uno de los co-sustratos con los cuales se puede digerir los lodos de aguas residuales son los residuos de alimentos, debido a su alto contenido de materia orgánica y elevada relación C/N.

En esta investigación se evaluó el potencial de biometanización en la co-digestión de distintas mezclas de lodos primarios, y de mezclas de lodos primarios y secundarios (LP-LSE) con residuos de alimentos (RA). La producción de metano se analizó para distintas proporciones de mezclas de los sustratos con el fin de determinar las proporciones de mezclas óptimas.

Los resultados de la investigación muestran que para las mezclas de lodo primario con residuos de alimentos evaluadas, la mezcla óptima fue LP:RA=30:70, que corresponde a la mezcla con mayor relación C/N (11,14), mayor producción de metano (0,26 L CH₄/g SV) y mayor remoción de sólidos volátiles (29,04%). Aunque no se presentó diferencia significativa entre las producciones de metano del lodo primario y la mezcla LP:RA=70:30, sí hubo diferencias entre la producción de metano de las mezclas LP:RA=50:50, LP:RA=30:70 y la del lodo primario, lo que muestra que la co-digestión del lodo primario y los residuos de alimentos permite mejorar la digestión de éste.

En cuanto a las mezclas de lodo primario y lodo secundario espesado con residuos de alimentos, al igual que en las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos, la mezcla óptima correspondió a la mezcla con mayor contenido de residuos de alimentos, proporción (LP+LSE):RA=30:70. Esta mezcla presentó la mayor relación C/N (10,77) y mayor producción de metano (0,25 L CH₄/g SV).

INTRODUCCIÓN

La disposición final de los lodos provenientes del tratamiento del agua residual usualmente constituye un problema y el tratamiento de éstos y su disposición puede representar hasta el 60% de los costos de operación de las plantas [1]; por esta razón se han desarrollado estrategias para disminuir la producción de lodos y optimizar su tratamiento.

Los lodos son producto de las diferentes operaciones unitarias y procesos, realizados en las plantas de tratamiento de agua residual [2]. Los lodos denominados primarios son lodos provenientes de la sedimentación primaria, utilizada para remover sólidos sedimentables que se espesan fácilmente por acción de la gravedad. Los lodos secundarios están constituidos por productos de la conversión de los residuos solubles del efluente proveniente del tratamiento primario a biomasa y partículas que escapan a este tratamiento [3]. Ambos tipos de lodos deben ser tratados antes de su disposición, ya que contienen materia orgánica y patógenos [2]. Actualmente, entre las opciones disponibles para el tratamiento de los lodos de agua residual, la digestión anaerobia, es probablemente la tecnología más ampliamente utilizada, debido a sus ventajas tales como: menor inversión de capital, menor gastos en operación y mantenimiento, y obtención de biogás, el cual puede ser utilizado como combustible para compensar las necesidades de energía y calor de la planta de tratamiento de agua residual [2,4].

En la mayoría de las plantas de tratamiento de las pequeñas poblaciones en Colombia se producen lodos primarios. En las ciudades, por lo general, además del uso de procesos primarios se utilizan procesos secundarios para el tratamiento del agua residual, por tanto también se producen lodos secundarios. Ambos tipos de lodos son generalmente digeridos anaerobiamente, obteniéndose biogás que por lo general, en las instalaciones pequeñas, simplemente se quema y no se aprovecha como energía renovable. En las plantas grandes, el biogás generalmente es aprovechado para la obtención de energía y calor. El equilibrio nutricional de los lodos de agua residual puede ser mejorado a través de la co-digestión de los lodos con otras sustancias orgánicas como la fracción orgánica de residuos sólidos, residuos de alimentos, residuos agrícolas y cultivos energéticos. La co-digestión anaerobia de los lodos permite aumentar la producción de biogás y mejorar la estabilidad del proceso de digestión, a través del incremento de la carga de materia orgánica biodegradable, niveles más favorables de humedad, de alcalinidad y de la relación carbono/nitrógeno en el alimento del digestor. Además este proceso se puede desarrollar utilizando la infraestructura para la digestión anaerobia existente en las plantas de tratamiento de agua residual sin exigir una inversión de capital significativa [1, 2].

En Colombia, de acuerdo con datos de la Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, en el 2013 se generaron 26.726 toneladas de residuos sólidos/día, de los cuales el 65% corresponden a residuos orgánicos [5]. Teniendo en cuenta la alta disponibilidad de estos residuos en nuestro país, la fracción orgánica de residuos sólidos constituye un sustrato atractivo para co-digerir con los lodos de agua

residual, especialmente los residuos de alimentos, debido a su alto contenido de nutrientes y rápida biodegradabilidad; por otro lado, el uso de los residuos de alimentos en la co-digestión permitiría evitar su disposición en los rellenos sanitarios, impidiendo la contaminación del agua subterránea, el tratamiento de lixiviados y reduciendo la emisión de gases de efecto invernadero [4].

La co-digestión es un proceso bien establecido en Europa, con Alemania y Escandinavia como países pioneros. El número de plantas de co-digestión está continuamente incrementándose en muchos países de Europa y se ha convertido en una práctica habitual en el sector agrícola. Nuevas plantas para la co-digestión de lodos y residuos de alimentos se han construido recientemente en Dinamarca, Alemania y Suiza [6]. En Colombia, y en general en Latinoamérica son pocos los estudios que se han realizado en este campo.

Teniendo en cuenta el panorama anteriormente descrito, el propósito de este trabajo de investigación fue evaluar la co-digestión de lodos de agua residual municipal con residuos de alimentos, para lo cual se desarrollaron co-digestiones de los sustratos usando seis proporciones de mezclas: LP:RA=30:70, LP:RA=50:50, LP:RA=70:30, (LP+LSE):RA=30:70, (LP+LSE):RA=50:50 y (LP+LSE):RA=70:30. Los resultados del proceso de co-digestión fueron comparados con la mono-digestión de cada sustrato.

1. ESTADO DEL ARTE

1.1 Biomasa y su aprovechamiento para la obtención de energía renovable

El agotamiento de los recursos fósiles ha ocasionado la búsqueda de nuevas fuentes de energía, entre ellas, la biomasa, ha despertado gran interés porque es renovable, potencialmente sostenible y su uso es relativamente amigable con el ambiente. Además, esta fuente de generación de energía requiere menos inversión de capital y costos por unidad de producción en comparación con otras fuentes como la hidráulica, la solar y la eólica [7, 8]. La biomasa hace referencia a la materia orgánica derivada directa o indirectamente de las plantas como resultado del proceso de fotosíntesis. Incluye varios materiales como residuos agrícolas y de la silvicultura, subproductos orgánicos, cultivos energéticos, lodos de agua residual, plantas leñosas, estiércol de animales y la fracción orgánica de residuos sólidos orgánicos como residuos de alimentos, de jardinería, papel etc. Estos residuos se pueden convertir en una variedad de formas de energía tales como calor, vapor, electricidad, hidrógeno, metano, etanol y metanol [8, 9].

Cada año se producen millones de toneladas de residuos de biomasa cuya disposición es un problema. Existen diferentes tecnologías para la generación de energía a partir de estos residuos que pueden clasificarse en procedimientos de conversión termoquímicos, bioquímicos y fisicoquímicos. La DA se ubica dentro de los procesos de conversión bioquímicos, y es una tecnología con un enfoque prometedor para la conversión de estos residuos en metano [10, 11]. La digestión anaerobia permite el aprovechamiento de fuentes de biomasa con altos niveles de agua sin ningún tratamiento previo. Este no es el caso para la mayoría de otras tecnologías de conversión. La combustión, por ejemplo, sólo ofrece un equilibrio de energía neta positiva si el contenido de agua de la biomasa o del residuo es inferior a 60%, e incluso bajo esta condición, la mayor parte de la energía almacenada en la biomasa se utiliza para la evaporación del agua contenida. Además, la eficiencia energética de la pirólisis y la gasificación disminuye considerablemente con alto contenido de agua, y la presencia de agua en el bio-aceite producido es indeseable. El uso de estas tecnologías por lo tanto, requiere una energía que se consume en la etapa de pre-secado para los tipos húmedos de biomasa y residuos [11].

En la digestión anaerobia se obtiene un gas llamado biogás que está constituido principalmente de metano (50- 75%) y dióxido de carbono (25% a 50%). El biogás también contiene hidrógeno (5-10%), nitrógeno (1-2%) y trazas de otros gases, como sulfuro de hidrógeno. La fracción de cada gas será función de la fuente de biomasa [9,12]. El biogás, es un combustible prometedor para abordar las necesidades mundiales de energía y proporcionar múltiples beneficios ambientales como producción de energía limpia (calor, electricidad, combustible para vehículos) y reducción de gases de efecto de invernadero [13].

Por otro lado, la digestión anaerobia no sólo es factible en instalaciones industriales a gran escala, también se puede aplicar en pequeña escala. Esta característica proporciona oportunidades para la digestión anaerobia en los países en desarrollo y las zonas rurales, donde el suministro de energía es limitada. Por ejemplo en la India y en China, en las zonas rurales, se digieren residuos agrícolas y de maleza para obtener gas para cocinar en las viviendas [11].

Actualmente, la biomasa aporta alrededor del 10-14% del suministro de energía mundial y representa el 80% de la demanda de energía rural [8]. Estas cifras ponen de manifiesto el fortalecimiento del uso de esta fuente de energía a nivel mundial, se debe trabajar para que tales cifras continúen aumentando debido a los beneficios ambientales que involucra el uso de la biomasa como fuente de energía.

1.2 Digestión y co-digestión anaerobia

La DA consiste en la descomposición de la materia orgánica por una variedad de microorganismos en un ambiente sin oxígeno. Los productos finales de la descomposición incluyen biogás, que es una fuente renovable de energía, y un residuo orgánico rico en nitrógeno, conocido como biosólido, el cual puede utilizarse como mejorador de suelos o materia prima del compost [11,14,15].

La DA puede ser clasificada en digestión húmeda y seca. Los procesos de digestión húmeda son operados con concentraciones de sólidos en el digestor por debajo del 10%, lo cual permite usar digestores con agitación completa. Los procesos de digestión seca son operados con un contenido de sólidos totales en el digestor entre 15% y 35% [16]. Si se utiliza la digestión húmeda para el tratamiento de materias primas secas, se requieren tratamientos previos antes de la digestión [17].

La DA de sustratos solos (mono-digestión), puede presentar algunos inconvenientes debido a las propiedades de los sustratos como deficiente relación C/N, baja carga orgánica, y alto contenido de sólidos; esos inconvenientes pueden ser superados a través de la adición de un co-sustrato en lo que se conoce como co-digestión anaerobia [18, 19].

La co-digestión consiste en la digestión anaerobia simultánea en un mismo digestor, de múltiples residuos orgánicos, con características complementarias [20, 21]. Algunos de los beneficios del proceso de co-digestión son los siguientes: aumento de la producción de biogás, mejoramiento del equilibrio de nutrientes, efecto sinérgico de los microorganismos, incremento de la carga de materia orgánica biodegradable, niveles más favorables de humedad, de alcalinidad y de la relación carbono/nitrógeno en el alimento del digestor, además de compartir los costos de tratamiento de diferentes flujos de residuos en una sola instalación [22, 23, 24].

1.3 Reacciones metabólicas involucradas con la digestión anaerobia

El proceso de DA se da a través de una serie de reacciones metabólicas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis [15]. Un esquema del proceso de DA se presenta en la Figura 1.

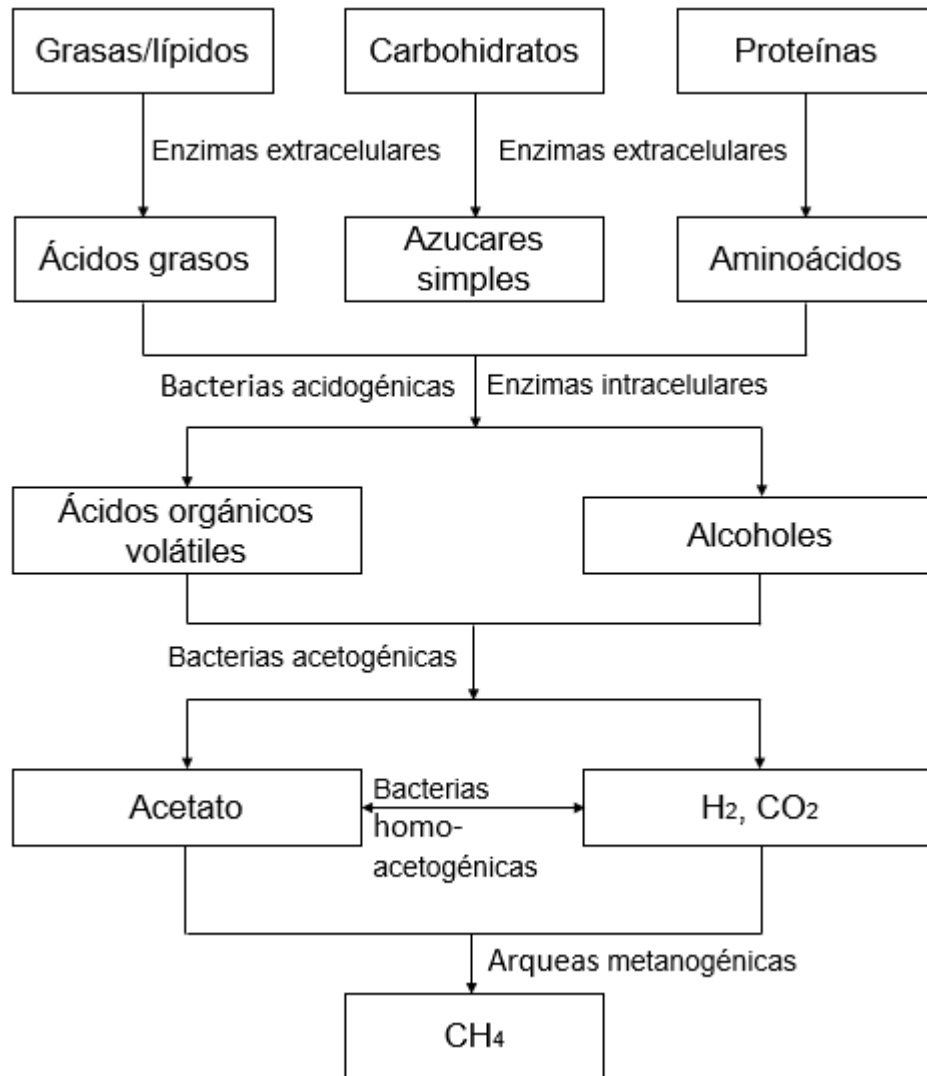


Figura 1. Esquema del proceso de digestión anaerobia [25]

En la etapa de hidrólisis se convierten polímeros orgánicos complejos a moléculas solubles simples, por medio de la acción enzimática de bacterias fermentativas hidrolíticas [26]. Proteínas, lípidos y polímeros de carbohidratos se hidrolizan a aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga y azúcares, respectivamente. Los compuestos reducidos son convertidos por bacterias fermentativas a una mezcla de ácidos grasos volátiles de cadena corta y otros productos secundarios como el

dióxido de carbono, hidrógeno y ácido acético. Luego, las bacterias acetogénicas transforman los ácidos orgánicos a acetato, dióxido de carbono, y/o hidrógeno. Finalmente ocurre la metanogénesis, donde una variedad de arqueas metanogénicas consumen acetato, dióxido de carbono e hidrógeno para producir metano [14].

Con relación a la etapa de hidrólisis, Khalid *et al.* [15] manifiesta que se ha documentado la hidrólisis de la materia orgánica compleja a compuestos solubles, como la etapa limitante de los procesos anaeróbios de residuos con un alto contenido en sólidos. En consecuencia, diversos pre-tratamientos físicos, químicos y enzimáticos son necesarios para aumentar la solubilidad del sustrato y acelerar la velocidad de biodegradación de los residuos sólidos orgánicos. La hidrólisis también es la etapa limitante de la digestión anaerobia de la biomasa lignocelulósica (residuos agrícolas y cultivos energéticos), debido a que este tipo de biomasa está compuesta principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, y las interacciones de estos componentes crean una estructura altamente resistente y recalcitrante [27]. Pre-tratamientos térmicos y químicos son usados para mejorar la digestión anaerobia de la biomasa lignocelulósica, los principales efectos de estos pre-tratamientos son la disolución de hemicelulosa, y la alteración de la estructura de la lignina, que proporciona una mejora de la accesibilidad de la celulosa para las enzimas hidrolíticas [28]. Esta limitación cobra importancia cuando se realiza la digestión anaerobia de biomasa con alto contenido lignocelulósico.

Al estudiar las reacciones metabólicas de la DA, es preciso hacer referencia a los reactores de alimentación continua en dos-etapas (o incluso multi-etapas) en los que los procesos de hidrólisis/acidificación y acetogénesis/metanogénesis son separados [17]. El sistema de dos etapas se considera como un proceso prometedor para el tratamiento de residuos orgánicos, puesto que proporciona una alta eficiencia en términos de rendimiento de la degradación y la producción de biogás [15]. Esto se refleja en el estudio llevado a cabo por Sosnowski *et al.* [29], en el que se realizó la co-digestión de lodos de agua residual y la fracción orgánica de residuos sólidos municipales a través de varios experimentos en dos tipos de reactores, uno era tipo batch (sistema convencional de una sola etapa) y el otro correspondía a un sistema de dos etapas operado de forma cuasi-continúa (el reactor era alimentado una vez al día), en este reactor la acidogénesis se llevó a cabo en condiciones termófilas y la metanogénesis en condiciones mesófilas. Se encontró que los experimentos realizados en dos etapas en la forma cuasi-continúa, en general fueron más eficaces, al obtenerse mayor producción de metano.

Moreira *et al.* [30] realizaron experimentos a escala piloto de la digestión de lodos secundarios provenientes del proceso de lodos activados para el tratamiento del agua residual, en un reactor de una sola etapa y de dos etapas (un reactor para fermentación y un reactor para metanogénesis). Ambos reactores fueron operados con las mismas condiciones de carga orgánica y tiempo de retención. El sistema de

dos etapas mostró mayor remoción de materia orgánica y producción de biogás. La remoción de sólidos volátiles aumentó desde 34% en el sistema de una etapa a 38% en el sistema de dos etapas. Por lo tanto, la producción de biogás incrementó un 32%, desde 0,21 m³/kg SV, en el sistema de una sola etapa, a 0,31 m³/kg SV en el sistema de dos etapas. Por consiguiente, la separación de fases acidogénicas y metanogénicas presenta en general buenos resultados.

1.4 Factores que afectan el proceso de co-digestión anaerobia

Los factores que están involucrados con el proceso de CA son los siguientes:

1.4.1. Sustrato/ fuente de carbono

La tasa de DA depende en gran medida del tipo, la disponibilidad y la complejidad del sustrato. Diferentes tipos de fuente de carbono sostienen diferentes grupos de microorganismos [15].

El rendimiento teórico de biogás varía con el contenido de carbohidratos, proteínas, y lípidos que contengan los sustratos. Los lípidos proporcionan el mayor rendimiento de biogás, pero requieren un largo tiempo de retención debido a su lenta biodegradabilidad, mientras que los carbohidratos y las proteínas muestran tasas de conversión más rápidas, pero los rendimientos de biogás más bajos [31]. Por otro lado, los residuos lignocelulósicos se digieren lentamente y difícilmente, por lo tanto, para mejorar su digestibilidad a menudo se usan pre-tratamientos físicos y químicos [27].

Chen *et al.* [32], realizaron la co-digestión de residuos de alimentos (RA) y de residuos vegetales (RV), usando seis proporciones de mezclas para evaluar la producción de metano, a una temperatura de 37°C; las proporciones de mezclas analizadas fueron: RA:RV=100:0, RA:RV=80:20, RA:RV=60:40, RA:RV=40:60, RA:RV=20:80, RA:RV=0:100). Encontraron que a mayor contenido de residuos de alimentos en las mezclas, una mayor cantidad de metano se obtuvo en el biogás durante el proceso de digestión. Esto probablemente se debió al alto contenido de proteínas de los residuos de alimentos analizados en el estudio, ya que la degradación de este tipo de sustrato produce cantidades de metano mayores que las que se obtienen a partir de sustratos lignocelulósicos. Esto refleja cómo la composición del sustrato afecta el proceso de CA.

1.4.2. Tamaño del sustrato

El tamaño de partícula del sustrato puede influir en la velocidad de degradación, ya que afecta el área superficial disponible para que los microorganismos realicen la degradación, cuanto menor es el tamaño de las partículas de sustrato mayor es la velocidad de degradación [17, 32]. En algunos casos, la disminución del tamaño de los sustratos poco digeribles que contienen una gran cantidad de fibra, mejora la

producción de biogás (especialmente cuando afecta a la estructura del sólido de una manera que algunas zonas se hacen accesibles al ataque enzimático) y reduce el tiempo de digestión [33].

Zhang *et al.* [34] evaluaron el impacto de diferentes tamaños de partículas en la digestión anaerobia de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales, los resultados indicaron que no hubo incremento de la producción de metano específica debido a la reducción del tamaño de partícula del sustrato, sin embargo, la cinética de producción del gas en los ensayos mostró que la reducción del tamaño de partícula pudo incrementar la tasa de reacción.

1.4.3. Inóculo y la relación inóculo:sustrato

El arranque de sistemas de digestión anaerobia es una etapa delicada y vital para una operación exitosa. Para este propósito se añade cierta cantidad de inóculo al digestor junto con el sustrato, para proveer microorganismos necesarios para iniciar el proceso de digestión. La tasa de biodegradación, la fase de retardo y la posible degradación del sustrato dependerá de la concentración de microorganismos [35].

La influencia del inóculo en los ensayos de potencial de biometanización de un sustrato específico, depende de factores como: origen/fuente, relación inóculo:sustrato, actividad de los microorganismos, pre-incubación, aclimatación/adaptación y almacenamiento [36].

Una de las variables más importantes que influyen en los resultados de los ensayos de potencial de biometanización es el origen del inóculo, ya que determina la actividad inicial de los microorganismos utilizados en los ensayos. Además, el origen del inóculo provoca diferencias en las poblaciones bacterianas y la adaptación al sustrato [37].

En cuanto a la relación inóculo:sustrato, ésta puede influir en la biodegradabilidad del sustrato, ya que puede afectar la producción de metano o la tasa de hidrólisis [38]. Con el fin de evitar la inhibición debido a la acumulación de productos intermedios es importante tener una relación óptima entre el inóculo y el sustrato. Por tanto, se recomienda para ensayos por lotes (tipo batch) usar una relación sustrato:inóculo en la cual la cantidad de sólidos volátiles del inóculo sea al menos el doble de la cantidad de sólidos volátiles del sustrato [39].

1.4.4. Relación carbono/nitrógeno (C/N)

La relación C/N en el material orgánico desempeña un papel muy importante en la DA. El desequilibrio de nutrientes se considera como un factor trascendental que limita la DA de los residuos orgánicos. La relación C/N óptima para la degradación anaerobia de los residuos orgánicos es de 20 a 30, sin embargo, las relaciones C/N

de los sustratos a menudo son menores, por ejemplo los lodos de agua residual, por lo general, tienen una relación C/N aproximadamente de 9/1 [15, 17]. La baja relación C/N del lodo es causada por su alto contenido de nitrógeno, y debido a éste durante la digestión se libera nitrógeno amoniacal, el cual es necesario para formación del protoplasma celular, crecimiento y reproducción de los microorganismos; sin embargo, si la concentración de nitrógeno amoniacal es relativamente alta, la digestión se inhibe [24]. Se ha reportado que la digestión anaerobia de cualquier sustrato es inhibida cuando la concentración de nitrógeno amoniacal se encuentra entre 1.500 mg/l y 3.000 mg/l a pH mayores de 7,4, y a concentraciones mayores de 3.000 mg/l el nitrógeno amoniacal comienza a ser tóxico [40].

Las relaciones C/N de los sustratos pueden variar considerablemente y algunos reactores sufren disminuciones en la producción de metano, debido a las relaciones C/N no ideales de los sustratos con los que son alimentados. La co-digestión de la mezcla entre un sustrato con una relación C/N baja y un sustrato con una relación C/N alta puede ayudar a la obtención de una relación más cercana a la ideal (20 a 30) [17].

1.4.5. Temperatura

Khalid *et al.* [15], expusieron que numerosos investigadores han informado efectos significativos de la temperatura en los microorganismos, en la cinética del proceso de digestión y en el rendimiento de metano. Hay dos rangos de temperatura importantes para la digestión anaerobia: mesófilo y termófilo. La temperatura óptima mesofílica se encuentra en alrededor de 35°C, mientras que la temperatura óptima termofílica está alrededor de 55°C.

Cavinato *et al.* [41] expresaron que varias experiencias han mostrado como el intervalo de temperatura termofílica debería ser preferido para el proceso de co-digestión, porque permite mejores desempeños en comparación con el proceso mesofílico y por su capacidad de desinfección. Por otro lado, Khalid *et al.* [15], manifestaron que por lo general la DA se lleva a cabo a temperaturas mesofílicas, puesto que el rango mesófilo es más estable y requiere menores gastos de energía; por esta razón, en climas templados, la mayoría de digestores de aguas residuales se calientan a 35°C.

1.4.6. Condiciones de mezcla

El arranque adecuado de un digestor anaerobio y su estabilidad son afectados por el grado de contacto entre los microorganismos y el sustrato, y la interacción entre los microorganismos metanogénicos y las bacterias sintróficas. Estos dos factores dependen del régimen de mezcla en el reactor [42].

Considerando la importancia de las condiciones de mezcla en la digestión anaerobia, Gómez *et al.* [22] desarrollaron la co-digestión de lodos primarios con la fracción de frutas y verduras de los residuos sólidos municipales, a temperatura mesófila, para evaluar el proceso de digestión en condiciones estáticas y con dos condiciones de mezcla (baja y alta). Los resultados muestran que el proceso de digestión se desarrolló adecuadamente con baja mezcla; en contraste, la ausencia de mezcla ocasionó una disminución en la producción de biogás. Por otro lado, Stroot *et al.* [43] al realizar la co-digestión de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales y lodos de agua residual encontraron que una mezcla vigorosa era inhibitoria para reactores operados con altas tasas de carga orgánica, debido posiblemente a que una mezcla rápida altera la estructura de los gránulos, perturbando las relaciones simbióticas entre los microorganismos. Por lo tanto, fue necesario reducir los niveles de mezcla para estabilizar el reactor. Sin embargo, la influencia de las condiciones de mezcla sobre la dinámica microbiana y los parámetros de funcionamiento del digestor aún no está claro, por lo que se debe seguir trabajando el efecto de este factor en la CA.

1.4.7. Humedad

La humedad es un factor importante que afecta la eficiencia de la DA, puesto que permite la disolución de nutrientes y sustratos para que éstos puedan ser asimilados por los microorganismos [44]. Contenidos elevados de humedad tienden a facilitar la DA, sin embargo, se debe prestar especial cuidado al control de este parámetro, puesto que también puede afectar el desempeño de los procesos mediante la disolución de la materia orgánica fácilmente degradable [15]. Los residuos de verduras y frutas tienen alta humedad lo que facilita la DA [45].

Lay *et al.* [46], investigaron el efecto de la humedad en la digestión de lodos con alto contenido de sólidos en un reactor batch, obteniendo una reducción de la producción de metano de 100 a 53% cuando se redujo el contenido de humedad de 96 a 90%. Por su parte, Le Hyaric *et al.* [44] realizaron la digestión de residuos sólidos municipales y mostraron que la actividad metanogénica específica disminuye linealmente al disminuir el contenido de humedad; la ecuación que obtuvieron para la relación de estos dos parámetros fue: $y = 0,3153x - 18,782$, donde y corresponde a la actividad metanogénica específica y x corresponde al porcentaje de humedad de los residuos sólidos municipales.

1.4.8. pH y capacidad buffer

El proceso de DA se desarrolla de manera adecuada en un estrecho rango de pH (6,8-7,2). Niveles de pH por debajo de 6,6 causan una disminución de la tasa de crecimiento de los microorganismos metanogénicos, y su actividad disminuye cuando el pH es menor de 6,5 o mayor de 7,5. A pesar de que el pH óptimo de la

metanogénesis es alrededor de 7, se ha reportado que el pH óptimo de la hidrólisis y la acidogénesis es 5,5 y 6,5 respectivamente. Por esta razón algunos diseñadores prefieren usar reactores de dos etapas con el fin de separar los procesos de hidrólisis/acidificación y acetogénesis/metanogénesis [17].

Por otro lado, al hablar del pH en la DA es necesario hacer referencia a los ácidos grasos volátiles, los cuales son tóxicos para la metanogénesis, únicamente en la forma no ionizada. A pH neutro, los AGV se encuentran predominantemente (> 99%) en la forma ionizada (no tóxica). Sin embargo, cuando el pH decrece, los AGV están menos disociados (tóxicos), inclusive a pH 5, ellos están aproximadamente disociados en un 50% [47]. Por esta razón, es necesario monitorear los AGV en la DA.

La alcalinidad es una medida de la capacidad buffer en los reactores anaerobios, y se debe a diversos componentes como carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos o amoníaco; los cuales proporcionan resistencia a los cambios significativos y rápidos en el pH. El principal regulador del pH en los digestores anaerobios es el bicarbonato, y la capacidad de amortiguación es por lo tanto proporcional a la concentración de bicarbonato. Para medir el desequilibrio de un digestor, la capacidad buffer es un método más fiable que las mediciones directas de pH, la acumulación de ácidos grasos de cadena corta reducirá la capacidad buffer significativamente antes de que el pH disminuya [17, 47].

Con relación a la influencia del pH en la DA, Mata-Álvarez *et al.* [49] exponen que las constantes de hidrólisis de lípidos, proteínas y carbohidratos en la DA de residuos sólidos dependen del pH. Esto constituye una de las razones por las cuales es necesario controlar este factor en el proceso de digestión de estos residuos.

1.4.9. Tiempos de retención hidráulica

El tiempo de retención hidráulica en los reactores tipo batch es el tiempo de permanencia del sustrato dentro del digestor. En los digestores continuos y semicontinuos el TRH corresponde al valor en días del cociente entre el volumen de carga diaria y el volumen del digestor. Así mismo, este parámetro puede ser definido como el tiempo requerido para disminuir los sólidos volátiles inicialmente presentes en el sustrato [50].

La eficiencia del digestor se estima por la cantidad de materia orgánica degradada por unidad de volumen de éste. Al aumentar el TRH la fracción de materia orgánica degradada aumenta, sin embargo, cuando se supera el TRH óptimo la producción volumétrica de metano (por unidad de volumen del reactor) disminuye [50].

1.5 Pre-tratamientos de los sustratos para la co-digestión anaerobia

Durante los últimos años, varios estudios se han realizado sobre pre-tratamientos adecuados para mejorar la co-digestión, entre ellos: reducción del tamaño de partícula, pre-tratamiento térmico, ultrasónico y alcalino [31]. A continuación se presenta una breve descripción de cada uno de estos pre-tratamientos.

El pre-tratamiento a través de la reducción del tamaño de las partículas, tiene un efecto positivo en la biodegradabilidad anaerobia de los sustratos. La razón es el incremento de la superficie específica disponible para los microorganismos [51]. Pocos estudios se encuentran en la literatura que tratan el efecto del tamaño de partícula de la fracción orgánica de residuos urbanos en la co-digestión con lodos de aguas residual, pero las principales conclusiones señalan que las partículas pequeñas incrementan tanto la cinética como la producción de metano del proceso de co-digestión [52].

El pre-tratamiento térmico se usa comúnmente como proceso de acondicionamiento de los lodos secundarios y mejora la deshidratabilidad, la solubilización del lodo, reduce la viscosidad y los microorganismos patógenos de tales residuos, debido a que el tratamiento térmico altera la estructura de la fracción insoluble para que sea más susceptible a la biodegradabilidad y permite romper la pared celular de las bacterias para liberar la materia orgánica intracelular [30, 52]. Serrano *et al.* [54] usaron el pre-tratamiento térmico (120°C, 2 atm) para mejorar la producción de metano en la co-digestión de lodos de agua residual con residuos de fresa. El tratamiento térmico del lodo por 15 minutos, incrementó la concentración de carbono soluble (principalmente en forma de ácidos grasos volátiles) en 165%. La co-digestión del lodo pre-tratado y los residuos de fresas fue estable y se obtuvo una producción de metano de 237 ± 39 ml/ g SV, un valor mayor que el obtenido en la co-digestión usando el lodo sin pre-tratamiento.

La ultrasonicación es un método de pre-tratamiento mecánico emergente muy eficaz para mejorar la biodegradabilidad de los lodos. El objetivo básico de la técnica ultrasónica es romper la pared celular de las bacterias para que el material intracelular quede disponible para su degradación [55]. Quiroga *et al.* [56] desarrollaron una serie de experimentos bajo condiciones mesofílicas y termofílicas en reactores continuamente mezclados usando una mezcla que contenía 70% de estiércol vacuno, 20% de residuos de alimentos y 10% de lodos. El pre-tratamiento ultrasónico permitió lograr mayores producciones volumétricas de metano: 0,85 L CH₄/L-día a 36°C y 0,82 L CH₄/L-día a 55°C, cuando el estiércol vacuno y el lodo fueron sónicos. En la digestión a 36°C se obtuvo un 31% más de metano en relación al obtenido con los residuos no sometidos a ultrasonido; y en la digestión a 55°C la producción de metano alcanzada con los residuos sometidos a ultrasonido fue un 67% mayor que la que se logró con los sustratos no pretratados.

El pre-tratamiento alcalino es una de las mejores prácticas para la solubilización de la materia compleja, con la eficiencia en el orden $\text{NaOH} > \text{KOH} > \text{Mg}(\text{OH})_2$. Pero concentraciones demasiado altas de Na^+ o K^+ pueden causar inhibición de la digestión anaerobia. El pre-tratamiento alcalino también ha sido realizado con combinaciones de pre-tratamiento térmico o ultrasónico [51].

Estos tratamientos previos pueden mejorar la producción de metano, pero para su aplicación se debe demostrar su viabilidad económica, teniendo en cuenta los costos adicionales que implica el uso de un pre-tratamiento específico [31].

1.6 Características de los sustratos: lodos de agua residual y residuos de alimentos.

1.6.1 Lodos de agua residual municipal

Los lodos de agua residual municipal constituyen una mezcla heterogénea compleja de microorganismos, compuestos orgánicos no digeridos tales como papel, residuos vegetales, aceites, materiales inorgánicos (calcio, magnesio, silicatos, aluminatos y pueden tener metales pesados) y humedad [57].

Los lodos de agua residual primario provienen de la sedimentación primaria, los lodos secundarios son generados durante el tratamiento secundario del agua residual. El lodo secundario proveniente del proceso de lodos activados, contiene principalmente biomasa bacteriana, la cual está constituida por materiales orgánicos poliméricos complejos, por esta razón la biodegradabilidad de este tipo de lodos es menor que la del lodo primario [56, 57].

Las características de los lodos de agua residual municipal difieren un poco en los distintos países y áreas, por ejemplo, debido al consumo de agua y a los aportes de agua residual industrial. La relación C/N de los lodos es baja, y aunque depende del tipo de lodo, por lo general, esta relación se encuentra en el rango de 6 a 9 [6].

Las características de los lodos juegan un rol importante en la co-digestión de los lodos con la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos: el contenido de nitrógeno del lodo secundario puede remediar una posible falta de nutrientes en la fracción orgánica de residuos sólidos, así como el lodo primario (rico en lípidos) pueden aumentar la producción de metano en la co-digestión [59]. Las características físico-químicas de los lodos de agua residual municipal se presentan en la Tabla 1.

La digestión anaerobia convencional de los lodos de agua residual presenta algunas ineficiencias debido al bajo contenido de materia orgánica de los lodos en un sistema de alcantarillado combinado y la resistente pared celular de la biomasa presente en el lodo secundario proveniente del proceso de lodos activados [60]. El bajo contenido orgánico de los lodos y el volumen disponible en los digestores (frecuentemente un 30% del volumen total del digestor) en las plantas de

tratamiento de aguas residuales, son los principales motivos que hacen atractiva la co-digestión de los lodos con otros sustratos [18].

Tabla 1. Características de los lodos primarios y lodos secundarios provenientes del proceso de lodos activados [61].

Parámetro	Lodo primario	Lodo secundario
Sólidos totales (ST), g/kg	50-90	8-12
Relación SV/ST, %	60-80	59-88
Nitrógeno ^{bs} (N, g/kg)	15-40	24-50
Fósforo ^{bs} (P2O5, g/kg)	8-28	28-11
Potasio ^{bs} (K2,O, g/kg)	0-10	5-7
Celulosa ^{bs} (g/kg)	80-150	70-97
Hierro (Fe g/kg)	20-40	-
Silicio ^{bs} (SiO2, g/kg)	150-200	-
pH	5,0-8,0	6,5-8,0
Grasas y aceites ^{bs} (g/kg)	70-350	50-120
Proteínas ^{bs} (g/kg)	200-300	320-410
Alcalinidad (mg CaCO3/L)	500-1500	580-1.100
Ácidos orgánicos (mg/L como acetato)	200-2000	1.100-1.700
Poder calorífico (MJ/kg)	23.000-29.000	19.000-23.000

^{bs} base seca

1.6.2 Residuos de alimentos

Los residuos de alimentos (RA) son un sustrato orgánico fácilmente biodegradable [62]. Además, pueden ser muy variables dependiendo de sus fuentes. Las características de los RA en términos de carbohidratos, lípidos y proteínas difieren considerablemente de acuerdo a sus componentes. La carne, el pescado, los huevos y el queso son ricos en proteínas y lípidos, el pan y las papas son ricos en carbohidratos, y las verduras en general son ricas en carbohidratos, aunque hay algunos vegetales que son ricos en proteínas. En cuanto a las frutas, su composición está muy influenciada por la variedad y la madurez, por lo general son ricas en carbohidratos y poseen pequeñas cantidades de proteínas y lípidos. Las legumbres tienen un mayor contenido de carbohidratos con respecto a la leche, que tiene un mayor contenido de lípidos [6]. La composición de los residuos influirá en el desarrollo del proceso de digestión.

Algunas características de los residuos de alimentos que se han reportado en la literatura se presentan en la Tabla 2; en ésta se muestra que los residuos de alimentos tienen un contenido de materia orgánica alto (SV/ST, está entre 85,3 y 93%), está característica y su excelente biodegradabilidad hacen que los residuos de alimentos sean un adecuado sustrato para la digestión anaerobia. Sin embargo,

la digestión anaerobia de los residuos de alimentos puede presentar algunas limitaciones, debido a la falta de nutrientes suficientes tales como nitrógeno, fósforo, y en menor medida metales, o a la acumulación de ácidos grasos volátiles debido a su extremada degradabilidad [6]. Por estas razones, la co-digestión de los residuos de alimentos con otros residuos orgánicos (estiércol, residuos vegetales, lodos de aguas residuales) se ha implementado [63]. La co-digestión de los lodos de agua residual con los residuos de alimentos puede incrementar la producción de metano debido al contenido de materia orgánica de los residuos de alimentos y su alta relación C/N (14,7 a 36,4), que mejora la relación C/N de los lodos [6, 63].

Tabla 2. Características físico-químicas de los residuos de alimentos reportadas en la literatura.

Parámetro	Tampio <i>et al.</i> [65]	Zhang <i>et al.</i> [64]	Fisgativa <i>et al.</i> [66]
Sólidos totales (ST), g/kg	248,6	309,0	228,0
Sólidos volátiles (SV), g/kg	231,1	263,5	201,1
Relación SV/ST, %	93,0	85,3	88,2
pH	5,2	–	5,1
NTK ^{bs} (nitrógeno total Kjeldahl), g/kg	30,7	–	16,0
NH ₄ -N (nitrógeno amoniacal), g/kg	1,6	3,2	–
Carbono total ^{bs} , g/kg	469,1	467,8	455,0
Nitrógeno total, g/kg	–	31,6	28,0
C/N	15,3	14,8	18,5
P ^{bs} , g/kg	3,8	5,2	5,0
K ^{bs} , g/kg	11,4	9	12,0
Ca ^{bs} , g/kg	–	21,6	16,0
Mg ^{bs} , g/kg	–	1,4	2,0
S ^{bs} , g/kg	–	8,1	4,0

^{bs} base seca

1.7 Beneficios de la co-digestión de lodos de agua residual y residuos de alimentos.

El contenido de carbono de los lodos de agua residual puede ser mejorado mediante la mezcla de este sustrato con los residuos de alimentos [60]. Asimismo, generalmente los lodos presentan una relación C/N baja debido al alto contenido de nitrógeno. La co-digestión de RA y los lodos puede mejorar la relación C/N de los lodos, se ha reportado una relación C/N entre 6 y 15,4 para la mezcla de estos sustratos [6, 28].

Muchos estudios se han realizado con el fin de analizar el proceso de co-digestión de los RA y los lodos de agua residual. Sosnowski *et al.* [29] desarrollaron la

digestión de lodos de agua residual (lodo primario y lodo secundario espesado en una proporción 1:1) y la fracción orgánica de residuos sólidos municipales de forma separada y de forma conjunta (lodos 75% en volumen y fracción orgánica de residuos sólidos 25% en volumen) en condiciones termofílicas en reactores tipo batch. En este estudio se encontró que la adición de la fracción orgánica de residuos sólidos mejoró la relación C/N desde 9:1 a 14:1. Además la producción de biogás acumulado se incrementó con la co-digestión, sin embargo, la producción de biogás fue más lenta en la co-digestión que en la digestión de los lodos de agua residual.

Cabbai *et al.* [59] realizaron ensayos de potencial metanogénico a temperatura mesofílica (37°C) de diferentes tipos de sustratos provenientes de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales, con el fin de optimizar el desempeño de un reactor de digestión anaerobia de lodos de agua residual a través de la co-digestión. Varias muestras fueron recolectadas desde supermercados, cafeterías, restaurantes, casas, mercados de frutas-vegetales y panaderías. Los ensayos del potencial metanogénico se desarrollaron para los sustratos solos y en co-digestión con los lodos de agua residual, usando dos proporciones de mezclas de los sustratos. En los ensayos de co-digestión se usó una mezcla de residuos de frutas y verduras, y residuos orgánicos de restaurantes (RA) en proporción 1:1 (peso/peso), esta mezcla se co-digestó con los lodos de aguas residuales (RA:lodos) en las proporciones 0,23 g SV RA /g SV lodos y 2,09 g SV RA /g SV lodos. La fracción orgánica proveniente de los supermercados y residuos de alimentos fueron los sustratos que produjeron mayor cantidad de metano. Los ensayos de co-digestión de los lodos de aguas residuales con la fracción orgánica de residuos sólidos municipales mostraron un aumento en la producción de metano del 18% al 47% respecto a la digestión de los lodos, en tanto se incrementaba las cantidades de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales adicionada a las mezclas.

Di Maria *et al.* [67] usaron un reactor a escala piloto para reproducir las condiciones de operación de un digestor de una planta de tratamiento de aguas residuales, en el cual se realiza la estabilización de una mezcla de lodos. El reactor a escala piloto corresponde a un reactor continuamente mezclado en el cual la temperatura se mantuvo en 35°C y el tiempo de retención hidráulica (TRH) inicial fue de 14 días. Para investigar el efecto de la co-digestión de los lodos de aguas residuales con residuos de frutas y verduras, se hicieron varios ensayos en los cuales se incrementó la tasa de carga orgánica del reactor mediante la adición de residuos de frutas y verduras al lodo con el que se alimentaba el reactor, evaluándose tasas de carga orgánica desde 1,46 kg SV/m³ día (mono-digestión del lodo) hasta 2,8 kg SV/m³ día con lo que se redujo el tiempo de retención hidráulica desde 14 días a 10 días. La producción de metano osciló entre 90 L CH₄/kg SV para una TCO de 1,46 kg SV/m³ día (TRH=14 días) y cerca de 430 L CH₄/kg SV para una TCO de 2,1 kg SV/m³ día (TRH=11días); mayores TCOs ocasionaron una reducción excesiva del TRH disminuyendo la producción de metano, pero no hubo efectos

significativos en la estabilidad del proceso. El estudio mostró que una disminución en el TRH (de 14 a 11 días) como consecuencia del aumento de la TCO del reactor, con la co-digestión, produjo un incremento en la cantidad de metano generado. A partir de los resultados del reactor a escala piloto se hizo un análisis energético del digester a “escala real” y se encontró que con la co-digestión se genera un excedente energético importante que puede ser aprovechado en la planta.

Gou *et al.* [68] llevaron a cabo la co-digestión de lodo activado y residuos de alimentos en tres reactores de mezcla completa (CSTR) con flujo semi-continuo a diferentes temperaturas: 35°C (R1), 45°C (R2) y 55°C (R3). Los reactores arrancaron con una carga de 1 g SV/L día y ésta se fue incrementando cuando el reactor alcanzaba un estado estable. La máxima carga que soportó R1 fue 5 g SV/L día, R2 6 g SV/L día y R3 7 g SV/L día. Para una misma TCO la tasa de producción de biogás de R3 fue cerca de 1,3 veces mayor que la obtenida en R2 y 1,6 veces mayor que la obtenida en R1; en el reactor termofílico se obtuvo la más alta remoción de sólidos volátiles durante todo el periodo de operación. Esto indica que los microorganismos metanogénicos termofílicos tienen un mejor desempeño y tienen una mayor capacidad para soportar altas cargas orgánicas. Además, los resultados mostraron que la producción de metano disminuye al aumentar la TCO y que el sistema mesofílico mantuvo la mejor estabilidad del proceso a cargas menores a 5 gSV/L día. Por otro lado, en cuanto a las comunidades microbianas, se observó que la temperatura afecta más la diversidad y riqueza de las poblaciones microbianas que la carga orgánica; ya que para una temperatura específica, el aumento de la carga orgánica ocasionó poca variación de la diversidad microbiana, mientras que para una carga específica, el aumento de la temperatura causó una gran variación de la diversidad microbiana.

Las anteriores investigaciones reflejan los beneficios obtenidos al mezclar los lodos de agua residual con los residuos de alimentos: aumento de la relación C/N, aumento de la cantidad de materia orgánica para la digestión y aumento de la cantidad de metano producida; por lo tanto, el uso de la co-digestión en las plantas de tratamiento de aguas residuales mejora la digestión de los lodos.

1.8 Limitantes del proceso de co-digestión de lodos de aguas residuales y residuos de alimentos

A pesar de los beneficios que involucra el proceso de co-digestión de los lodos de aguas residuales y los residuos de alimentos, es preciso tener presente que la mezcla de estos dos sustratos, también genera limitantes en la co-digestión. Entre ellos se tiene: la variabilidad de los RA, debido a que los organismos se aclimatan a una mezcla específica, por lo tanto, cambios en la composición de la mezcla producirán cambios en el rendimiento del reactor; además las altas concentraciones de iones metálicos (cationes) como sodio, potasio, calcio y magnesio que pueden causar toxicidad en la co-digestión [62], riesgo que es mayor con el aumento de la

fracción de los residuos de alimentos en el proceso, debido a que en estos residuos es posible encontrar estos iones en concentraciones superiores a las adecuadas para la digestión; la rápida acidificación de los compuestos orgánicos solubles presentes en los RA, que incrementa la concentración de ácidos grasos volátiles, lo que también ocasiona toxicidad en el proceso [6]; y la inhibición causada por nitrógeno amoniacal, originado por la degradación de los materiales que tienen proteínas, las cuales pueden estar presentes en grandes cantidades en los RA [69]. En consecuencia en la co-digestión de los RA y los lodos se debe prestar especial atención a los factores previamente mencionados para evitar fallas en el proceso.

Zang *et al.* [13] realizaron la co-digestión de lodos de aguas residuales (lodo activado) y la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (usando diferentes mezclas de los sustratos) en reactores batch, y la compararon con la mono-digestión de los lodos. Aunque la adición de la fracción orgánica de residuos sólidos mejoró la relación C/N desde 8,1 a 17,68 o 20,55 y propició un incremento en la producción de biogás total, el pico de producción de biogás fue pospuesto cerca de 10 días y la tasa de producción de biogás máxima se redujo, lo cual pudo ocurrir debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles. Por lo tanto, las condiciones de reacción óptimas deben ser estudiadas más a fondo.

1.9 Co-digestión de lodos de aguas residuales y residuos de alimentos a escala industrial

Las experiencias de co-digestión de lodos de aguas residuales no son tan reportadas como se esperaría, debido al poco interés del sector industrial en publicar sus resultados [7]. A continuación se presentan tres experiencias del proceso de co-digestión a escala industrial.

Koch *et al.* [70] realizaron un análisis del proceso de co-digestión de residuos de alimentos con lodos de aguas residuales en el digester de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Garching/Alz (Alemania), para lo cual realizaron un balance de masa en el digester por un período de un año con y sin la adición de co-sustrato. En el digester, los residuos de alimentos y los lodos se mezclan en una proporción 1:9 (peso/peso); los lodos corresponden a una mezcla de lodo primario y lodo activado. La producción de metano en los dos periodos analizados, sin y con la adición de residuos de alimentos al digester, fue hasta 0,310 m³ CH₄/kg SV y 0,393 m³ CH₄/kg SV, respectivamente; lo que muestra que los residuos de alimentos aumentaron la producción de metano. Por otro lado, en el estudio se investigaron los posibles beneficios de la co-digestión para la autosuficiencia energética de la planta. Mientras que solo el 25% de la energía total demandada por la planta puede ser recuperada a través de la generación del biogás sin la adición del co-sustrato, este porcentaje es más del doble cuando los residuos de alimentos son adicionados.

Zupančič *et al.* [71] Realizaron un estudio de la co-digestión de residuos orgánicos (desperdicios domésticos) y lodos municipales en los digestores de la planta de tratamiento del municipio de Velenje (Eslovenia). Los digestores son alimentados cada tres horas con una mezcla de lodo primario y lodo activado en una proporción 60:40 (peso/peso) y tienen un tiempo de retención hidráulica de 20 días. La TCO promedio de los digestores es de $0,8 \text{ kg/m}^3 \text{ día}$ de sólidos suspendidos volátiles. El biogás producido en los digestores es usado en una caldera inicialmente para cubrir todas las demandas de calor de todos los recintos de la PTAR, y el excedente se usa en un motor que produce calor y electricidad, ambas formas de energía pueden ser utilizadas para el funcionamiento de los digestores. En el experimento se adicionaron los residuos orgánicos al alimento del digestor, incrementando la TCO un 25% a $1 \text{ kg/m}^3 \text{ día}$ de sólidos suspendidos volátiles. La producción específica de biogás se incrementó desde $0,39 \text{ m}^3/\text{kg SSV}$ adicionados antes del experimento a más de $0,60 \text{ m}^3/\text{kg SSV}$ adicionados. Con la co-digestión la producción de energía eléctrica se incrementó en un 130% y la producción de energía térmica aumentó en un 55%.

Bolzonella *et al.* [72] implementaron el proceso de co-digestión de manera exitosa en plantas de tratamiento de aguas residuales en Italia, mejorando el desempeño de los digestores. Las experiencias realizadas a escala piloto y a escala real mostraron un buen desempeño del proceso de co-digestión anaerobia también a bajas cargas. Las experiencias fueron llevadas a cabo en las plantas de tratamiento de aguas residuales de Viareggio y Treviso. En la primera planta, en los digestores se trataron 3 toneladas por día de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales, los cuales fueron digeridos con lodo activado, incrementándose las tasas de cargas orgánicas desde 1 hasta $1,2 \text{ Kg SV/m}^3 \text{ día}$; esto ocasionó un incremento del 50% en la producción de biogás. En la planta de tratamiento de aguas residuales de Treviso, la cual cuenta con un sistema para remover metales y plásticos de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y que había estado trabajando por dos años, la producción de biogás se incrementó desde 3.500 a $17.500 \text{ m}^3/\text{mes}$, tratando cerca de 10 toneladas por día de la fracción orgánica de residuos sólidos. Esta experiencia muestra los buenos resultados de la implementación de la co-digestión a escala industrial.

1.10 Ensayos de Potencial de Metano Bioquímico (PMB)

El objetivo de los ensayos de potencial de metano bioquímico es medir la máxima producción de metano de un sustrato específico. Varios métodos batch existen para medir el potencial de metano bioquímico de un residuo, sin embargo, sus enfoques técnicos varían significativamente entre los métodos publicados [73].

En los ensayos de PMB el sustrato investigado es mezclado con un cultivo de bacterias anaerobias (inóculo), e incubado por un periodo de 30-60 días. Para el desempeño óptimo, la mezcla debe permanecer en una temperatura estable, normalmente alrededor de 37°C o 52°C , continuamente mezclada para minimizar

las limitaciones de transferencia de masa. Los sustratos son degradados anaerobiamente, los productos finales principales son el metano y el dióxido de carbono. Puesto que la cantidad de metano es de interés, el dióxido de carbono usualmente se elimina utilizando un agente depurador (por ejemplo una solución alcalina) o, alternativamente, la composición del gas se mide periódicamente. La cantidad de gas producido se determina más comúnmente usando métodos basados en principios ya sea manométricos o volumétricos. Los valores del PMB se presentan como el volumen de metano por gramo del material orgánico, a menudo definido a través de sólidos volátiles, demanda química de oxígeno o demanda bioquímica de oxígeno. Dado que el inóculo bacteriano también contiene material biodegradable, el metano procedente de éste debe ser considerado. Por lo tanto, una muestra que contiene sólo inóculo, denominado a menudo blanco, generalmente se evalúa en paralelo con la muestra investigada [39].

Los ensayos de PMB son más fáciles de realizar que experimentos continuos, además permiten determinar la viabilidad de un material para servir como sustrato en la digestión anaerobia. Estos ensayos proporcionan información sobre la cantidad y la rapidez con que el material se puede degradar en condiciones óptimas, estos parámetros son valiosos en el diseño y operación de digestores [38, 73].

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el potencial de biometanización en la co-digestión de la mezcla de lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales municipales (lodo primario y mezcla de lodo primario y lodo secundario) y de residuos de alimentos, utilizando diferentes proporciones de mezcla de los sustratos.

2.2. Objetivos específicos

- Determinar el potencial de biometanización de las proporciones de mezcla de lodo primario y residuos de alimentos: LP:RA=70:30, LP:RA=50:50 y LP:RA=30:70, y de las proporciones de mezcla de lodo primario y secundario con residuos de alimentos: (LP-LSE):RA=70:30, (LP-LSE):RA=50:50, (LP-LSE):RA=30:70.
- Identificar las proporciones óptimas de mezclas de los sustratos para su co-digestión, a partir de la relación Carbono/Nitrógeno y el potencial de biometanización.

3. METODOLOGÍA

La investigación se desarrolló en el laboratorio del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (GIEM) de la Universidad de Antioquia, Sede Central y en el laboratorio del Grupo de Investigación en Gestión Modelación Ambiental (GAIA), Sede de Investigación Universitaria de la Universidad de Antioquia.

3.1. Procedimiento experimental

3.1.1. Caracterización inicial de los sustratos y el inóculo

Los lodos usados en el estudio fueron recolectados en la planta de tratamiento de aguas residuales San Fernando de la ciudad de Medellín, Colombia. Actualmente, la planta trata 112.000 m³/día de aguas residuales (70% de agua residual doméstica y 30% de agua residual industrial). Los lodos primarios provenían de los sedimentadores primarios y los lodos secundarios espesados, del proceso de espesado por centrifugación de lodos secundarios. El tratamiento secundario en la planta se realiza a través del proceso de lodos activados. El inóculo usado en los ensayos de potencial de biometanización procede del efluente de los digestores anaerobios de la planta (lodo digerido). El proceso de digestión anaerobia de lodos en la PTAR San Fernando tiene un tiempo de retención celular de 20 días.

Los residuos de alimentos empleados, fueron obtenidos en un restaurante de la Universidad de Antioquia. Tales residuos fueron triturados en una licuadora industrial para lograr homogeneidad en el sustrato y un tamaño de partícula menor a 3 mm.

Los residuos fueron recolectados cada vez que se realizaba un ensayo de potencial de biometanización. Las muestras se almacenaron máximo siete días a 4°C hasta su caracterización y uso en el ensayo de potencial de biometanización.

Inicialmente, se realizó una caracterización de los sustratos, en la cual se analizaron los parámetros de: ST, SV, carbono y nitrógeno. Para los residuos de alimentos se analizó también cenizas y poder calorífico.

En el ítem 4.1 se analizan las características de los sustratos y del inóculo, basándose en las caracterizaciones realizadas a éstos durante el desarrollo de la investigación.

3.1.2. Puesta en marcha de los reactores por lotes y medición del potencial de biometanización.

Se realizaron ensayos de potencial de metano bioquímico (PMB) para cada uno de los sustratos y para mezclas de éstos, en condiciones mesofílicas (35°C), usando reactores batch de 1L, durante un periodo de digestión de 36 días, de acuerdo con

el protocolo sugerido por Angelidaki *et al.* [26]. El potencial de biometanización de los residuos de alimentos se realizó por 62 días, debido a que la producción de metano de este sustrato a los 36 días aún estaba incrementándose sin mostrar tendencia a estabilizarse. Las proporciones de mezcla usadas, basadas en sólidos volátiles, se presentan en la Tabla 3. Todos los ensayos de biometanización se realizaron usando lodo digerido como inóculo.

La proporción de mezcla de lodo primario y lodo secundario espesado que se evaluó en el estudio fue LP:LSE=60:40 en sólidos totales, esta proporción se seleccionó teniendo en cuenta las producciones que por lo general tienen cada uno de los tipos de lodos en las plantas de tratamiento de agua residual, basándose en la información presentada por Sperling *et al.* [75].

Tabla 3. Proporciones de mezcla de los sustratos.

Tipo de lodo	Lodo (% en SV)	Residuos de alimentos (% en SV)	Notación
Lodo primario	100	0	LP
	70	30	LP:RA=70:30
	50	50	LP:RA=50:50
	30	70	LP:RA=30:70
Lodo secundario	100	0	LSE
Mezcla lodo primario - lodo secundario espesado (60:40 sólidos totales:sólidos totales)	100	0	LP-LSE
	70	30	(LP+LSE):RA=70:30
	50	50	(LP+LSE):RA=50:50
	30	70	(LP+LSE):RA=30:70
	0	100	RA

En los ensayos se utilizaron botellas de 1L como reactores, a éstas se les adaptó una válvula de tres vías para monitorear la presión y cuantificar el metano producido en la digestión. Se usó una relación sustrato: inóculo 0,5:1 basada en sólidos volátiles, teniendo en cuenta que grandes volúmenes de inóculo aseguran una alta actividad microbiana, bajo riesgo de sobrecarga y bajo riesgo de inhibición [59]; la relación sustrato: inóculo utilizada en los ensayos, trata de emular la situación real que ocurre en los digestores de lodos de la PTAR San Fernando, los cuales operan con un tiempo de retención celular de 20 días. El volumen ocupado por los sustratos y el inóculo en las botellas fue de 300 ml. Antes de iniciar los experimentos, las botellas fueron purgadas con nitrógeno gaseoso por dos minutos para asegurar condiciones anaerobias [4, 75]. Durante los ensayos las botellas fueron colocadas en un baño de maría a $35^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ y se agitaron manualmente dos veces al día. En la Figura 2 se presenta el montaje experimental realizado. Los ensayos fueron

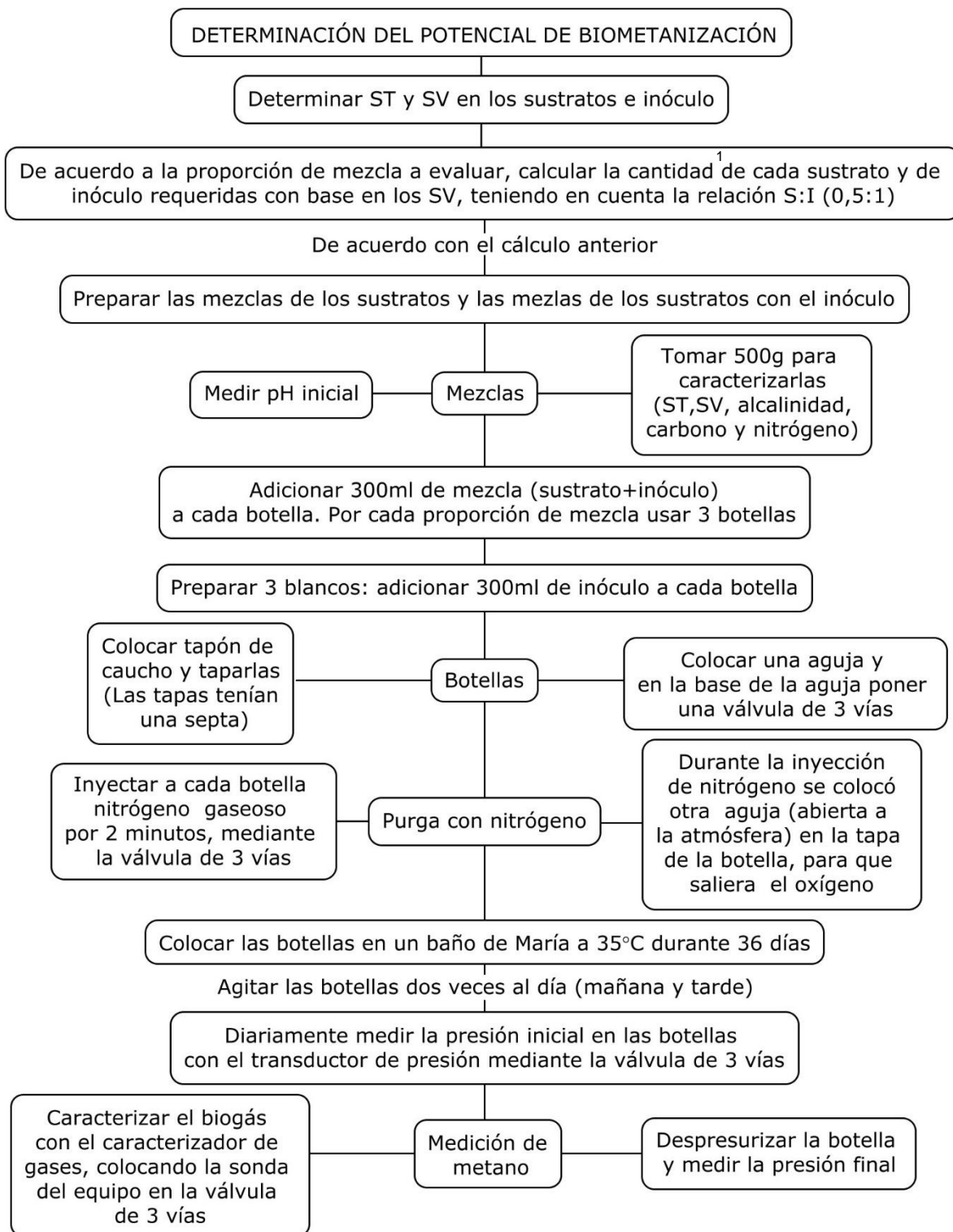
realizados por triplicado, se usaron tres blancos que contenían solo el inóculo, los cuales permitieron calcular la producción neta de metano.



Figura 2. Montaje experimental utilizado en los ensayos de PMB.

Diariamente se midió la presión del biogás en el volumen libre de las botellas por medio de un transductor de presión (Centrepoint electronics, Modelo PSI-15) y el contenido de metano se determinó con un equipo caracterizador de gases (RKI Instruments, Modelo GX-2012). En aquellos casos en que la presión del biogás fuera menor a 0,20 Atm no se caracterizaba el biogás, para hacerlo, se esperaba a que la presión en la botella alcanzará un valor superior a 0,20 Atm.

El procedimiento experimental para determinar del potencial de biometanización se sintetiza en la Figura 3.



¹El resto de características de los sustratos y del inóculo (alcalinidad, carbono y nitrógeno) se podían determinar al iniciar el ensayo de potencial de biometanización.

Figura 3. Esquema del procedimiento para determinar el potencial de biometanización de un determinado sustrato.

3.1.2.1. Cálculo del potencial de biometanización

La determinación del valor de la producción de metano de cada sustrato evaluado se realizó siguiendo el procedimiento que se presenta a continuación:

1. Se determinaron la moles de metano producidas por cada muestra de la mezcla (sustrato + inóculo) y del inóculo, cada día, utilizando la ley de los gases ideales:

$$\text{moles}_{CH_4} = \frac{PX_{CH_4}V}{RT}$$

donde,

P: presión total medida por el transductor (Atm)

X_{CH₄}: fracción volumétrica de metano (Reportada por el caracterizador de gases)

V: volumen del espacio de cabeza (0,7L)

R: constante de los gases ideales (0,082 Atm*L/°K*mol)

T: temperatura del ensayo (308°K)

2. Para cada muestra de la mezcla (sustrato+inóculo) y del inóculo se acumularon las producciones de metano, es decir a cada valor de producción de metano para un día específico, se le sumó la producción de metano que se tenía hasta el día anterior (o medición anterior).
3. Para cada día, se restó el valor de la producción de metano acumulada del inóculo (valor promedio) a cada valor de producción de metano acumulado de las muestras de la mezcla (sustrato + inóculo), obteniéndose así la producción de metano acumulada del sustrato (en moles).
4. Se obtuvo el volumen de metano acumulado en condiciones estándar (0°C y 1 Atm), a partir de las moles de metano acumuladas, usando la ecuación de los gases ideales:

$$\text{volumen}_{CH_4_acumulado}(L) = \frac{nRT}{P}$$

donde,

n: moles acumulados

T: 273°K

P: 1 Atm

5. Para cada día, se obtuvo el volumen de metano acumulado producido por gramo de sólidos volátiles de sustrato adicionado en la botella así:

$$\frac{LCH_4}{gSV_{adicionado}} = \frac{\text{Volumen}_{metano_acumulado}(L)}{\left[\frac{\text{concentración}_{SV}(g/kg)}{1.000} \right] * [\text{cantidad_de_sustrato_adicionado}(g)]}$$

6. Finalmente se realizó la gráfica de la producción de metano acumulado (L CH₄/g SV adicionado) en función del tiempo.

Adicionalmente, se calcularon las tasas de producción de metano para cada sustrato, las cuales representan la velocidad de utilización del sustrato por los microorganismos; con el objetivo de analizar cómo se comportaron estas tasas durante la co-digestión de los lodos de agua residual y los residuos de alimentos. Las tasas de producción de metano se obtuvieron calculando las pendientes de las líneas rectas determinadas entre punto y punto de la curva de producción de metano acumulado (L CH₄/g SV adicionado) vs. tiempo (días).

3.1.3. Ensayos de potencial de biometanización con las mezclas óptimas

Una vez realizados los ensayos de co-digestión para todas las proporciones de mezclas de los sustratos (ensayos iniciales), se seleccionaron dos proporciones de mezclas óptimas: una para las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos y otra para las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos. La mezcla óptima seleccionada en cada caso, correspondió a la mezcla que presentó la mayor producción de metano y la mayor relación C/N. Para cada una de las dos mezclas seleccionadas se realizó nuevamente el ensayo de potencial de biometanización midiendo los parámetros fisicoquímicos (sólidos totales, sólidos volátiles, pH, nitrógeno total kjeldahl, fósforo total) antes y después de la co-digestión para posteriormente evaluar la variación de estos parámetros.

3.1.4. Métodos Analíticos

Antes del proceso de digestión se analizaron en las muestras: sólidos totales y sólidos volátiles; carbono orgánico oxidable total, nitrógeno total kjeldahl, pH y alcalinidad (total, parcial e intermedia), luego de la digestión se determinaron los parámetros de ST, SV y pH.

Los métodos que se utilizaron para la determinación de cada uno de los parámetros fisicoquímicos son los siguientes:

- Sólidos totales, técnica gravimétrica de acuerdo con el método 2540-B, Standard Methods [77]. El contenido de sólidos totales se determinó midiendo la pérdida de peso de las muestras después de calentamiento a 105°C por 24 horas.
- Sólidos volátiles, técnica gravimétrica de acuerdo con el método 2540-E del Standard Methods. El contenido de sólidos volátiles se determinó midiendo la pérdida de peso de las muestras secas después de calentamiento a 550°C por 24 horas.
- Carbono orgánico oxidable total, método de Walkley Black expuesto en la norma técnica colombiana NTC 5167 [78] con algunas modificaciones (las modificaciones se exponen en el Anexo 1: Métodos analíticos usados en la investigación).

- Nitrógeno total kjeldahl, de acuerdo con la nota de aplicación N° K-435-K-370-007, versión A, casa fabricante BUCHI y al método 4500C del Standard Methods.
- Alcalinidad (total, parcial e intermedia), por titulación de acuerdo con la metodología propuesta por Jenkins *et al.* [79] y Ripley *et al.* [80].
- Fósforo Total, de acuerdo con el método 4500-P-E del Standard Methods.
- pH, se determinó directamente en las muestras de lodos de agua residual y en las mezclas de lodos de agua residual con residuos de alimentos. Para determinar el pH en las muestras de residuos de alimentos, se centrifugó la muestra a 6.000 r.p.m por 10 minutos y se midió el pH en el sobrenadante.

3.2. Análisis estadístico

Los ensayos de potencial de biometanización se realizaron por triplicado, los valores del potencial de biometanización de los sustratos analizados se expresaron como el promedio \pm la desviación estándar de las muestras. Los análisis de las características de los sustratos usados en los ensayos se realizaron por duplicado y se expresaron como el promedio \pm la desviación estándar de las muestras (excepto el análisis de nitrógeno total kjeldahl).

Para realizar el análisis estadístico de los resultados de los ensayos de potencial de biometanización se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos:

Factor: variable independiente, proporción de mezcla de los lodos de agua residual y los residuos de alimentos.

Tratamientos: Como en la investigación se evaluó un solo factor, el número de tratamientos corresponden a los niveles del factor, estos son: proporción de mezcla=0 (lodos de agua residual sin residuos de alimentos), lodos:RA=70:30, lodos:RA=50:50, lodos:RA=30:70. Por lo tanto, para las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos se tienen 4 tratamientos: LP, LP:RA=70:30, LP:RA=50:50 y LP:RA=30:70; y para las mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos se tienen también 4 tratamientos: LP-LSE, (LP+LSE):RA=70:30, (LP+LSE):RA=50:50 y (LP+LSE):RA=30:70.

Variable de respuesta: variable dependiente, producción de metano (potencial de biometanización).

Con el objetivo de identificar si existían diferencias significativas entre las proporciones de mezcla de lodo primario y residuos de alimentos, y entre las proporciones de mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos se realizó el análisis de varianza ANOVA y la prueba de TukeyHSD (diferencia significativa honesta de Tukey), con un nivel de significancia (α) del 5% usando el programa estadístico R versión 3.2.2.

El modelo usado para el ANOVA fue:

$y_{ij}: \mu_{ij} + \varepsilon_{ij}$

Donde:

Y_{ij} representa la observación j -ésima del tratamiento i -ésimo ($i=1, 2, 3, 4; j=1, 2, 3$).
Variable respuesta, producción de metano.

μ_i es la media del tratamiento i -ésimo.

ε_{ij} corresponde al error aleatorio, debido a factores no controlables. ε_{ij} deben ser independientes y seguir una distribución Normal ($0, \sigma^2$).

En el ANOVA las hipótesis que se contrastaron fueron H_0 (hipótesis nula): Las medias de los tratamientos son iguales y H_a (hipótesis alterna): Hay diferencia significativa entre al menos un par de medias de los de tratamientos.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Características de los sustratos y el inóculo

La Tabla 4 presenta los resultados de la caracterización de los sustratos y de la mezcla LP-LSE; los valores corresponden al promedio de los datos obtenidos en las diferentes caracterizaciones realizadas (11 caracterizaciones para el lodo primario, 8 para el lodo secundario espesado y 8 para los residuos de alimentos). Durante el desarrollo de la investigación, las características de los lodos variaron de un día a otro debido a factores como condiciones climáticas (ocurrencia de lluvias) y las características del agua residual tratada. Esto hizo que algunas veces se presentaran valores atípicos en los parámetros analizados los cuales no fueron tenidos en cuenta en el cálculo del promedio para tales parámetros. Por ejemplo, el día 12/11/14 el lodo primario presentó una concentración de sólidos de 80,61g/kg y el promedio de este parámetro es 50,20 g/kg; este mismo tipo de lodo, el día 30/07/15 presentó una alcalinidad de 489 mg CaCO_3/L y el promedio de este parámetro es 193 mg CaCO_3/L . Los valores obtenidos en cada caracterización se presentan en los anexos 2 y 3. En el caso de los residuos de alimentos, las características variaron de un día a otro debido al tipo de comida ofrecida en el restaurante desde donde fueron tomadas las muestras. Las características de los residuos de alimentos para cada muestreo se presentan en el anexo 4.

Tabla 4. Características fisicoquímicas de los sustratos y de la mezcla LP-LSE.

Parámetro	Lodo primario	Lodo secundario espesado	Residuos de alimentos	LP-LSE
Sólidos totales (g/kg)	50,20 ± 5,68	66,73 ± 3,46	304,24 ± 19,57	50,03 ± 0,26
Sólidos volátiles (g/kg)	26,53 ± 4,10	44,92 ± 4,25	290,44 ± 19,45	26,44 ± 0,35
SV/ST (%)	51,59 ± 3,52	67,17 ± 3,61	95,45 ± 0,69	52,85 ± 0,43
Carbono (g/kg) ^{bs}	224,20 ± 23,29	254,93 ± 17,77	433,65 ± 13,84	244,73 ± 3,11
NTK (g/kg) ^{bs}	27,06 ± 4,39	67,82 ± 7,13	22,82 ± 2,65	34,46
Relación C/N	8,87 ± 0,58	3,85 ± 0,44	18,42 ± 1,28	7,1
Alcalinidad parcial (mgCaCO ₃ /L)	193 ± 55	764 ± 49	–	611 ± 19
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /L)	983 ± 153	2404 ± 92	–	1.685± 0
Alcalinidad intermedia (mgCaCO ₃ /L)	838 ± 155	1657 ± 133	–	1.073 ± 19
pH	6,08 ± 0,25	6,48 ± 0,19	4,53 ± 0,54	6,40 ± 0,07
Remoción de sólidos volátiles (%)	20,64 ± 0,53	24,79 ± 0,23	33,21 ± 0,99	20,85 ± 0,28
PMB (L CH ₄ /g SV)	0,19 ± 0,01	0,19 ± 0,01	0,25 ± 0,00	0,18 ± 0,00

^{bs} base seca

4.1.1. Características de los lodos primarios

En la Tabla 4 se observa que el contenido de sólidos del lodo primario es 50,20g/kg este valor se encuentra dentro del rango de las concentraciones características para este tipo de lodo, 50 a 90 g/kg [61].

El contenido de sólidos volátiles es comúnmente usado como un indicador de la cantidad de materia orgánica contenida en el lodo [3]. El lodo primario tiene un bajo contenido de sólidos volátiles, 26,53 g/kg, por lo tanto, presenta un bajo contenido de materia orgánica; este resultado está relacionado con el paso de arenas a la sedimentación primaria en la PTAR de donde provienen los lodos, lo cual genera un lodo primario pobre en materia orgánica. La relación SV/ST es 51,59%, esto indica que el 51,59% de los sólidos totales del lodo primario son sólidos volátiles; esta relación se encuentra por debajo del rango característico para el lodo primario, 60 a 80% [61], precisamente por lo expuesto anteriormente en relación con el contenido de arenas en el lodo primario analizado.

La relación C/N del lodo primario, es baja 8,87, este valor está acorde con los valores que generalmente presentan este tipo de residuos, 6 a 9 [6]; la baja relación C/N se debe a la escasez de carbono y alto contenido de nitrógeno del lodo. La

relación C/N del lodo puede ser mejorada cuando se digiere con otros residuos que tengan una mayor relación C/N como los residuos de alimentos.

Por otro lado, la alcalinidad total del lodo primario es muy baja 983 mg CaCO₃/L, además la alcalinidad parcial es tan solo de 193 mg CaCO₃/L, mientras que la alcalinidad intermedia es 838 mg CaCO₃/L; esto indica que la alcalinidad total del lodo es debida en gran parte a la alcalinidad proporcionada por los ácidos grasos volátiles (alcalinidad intermedia) y la alcalinidad aportada por carbonatos y bicarbonatos (alcalinidad parcial) es muy baja. La baja alcalinidad parcial del lodo y su bajo pH son características que se mejoran al agregar el inóculo (lodo digerido), que aporta alcalinidad parcial, favoreciendo la digestión anaerobia de este sustrato.

4.1.2. Características de los lodos secundarios espesados

Los lodos secundarios espesados presentan una relación SV/ST de 67,17%, lo que indica que el 67,17% de los sólidos totales del lodo secundario espesado corresponden a sólidos volátiles; este alto contenido de materia orgánica se debe a que este tipo de lodo está constituido principalmente por biomasa bacteriana. El contenido de sólidos volátiles es similar al hallado por otros investigadores [80, 81].

La concentración de carbono orgánico del lodo secundario espesado (254,93 g/kg, base seca) es relativamente mayor que la obtenida para el lodo primario (224,20 g/kg, base seca), esto se debe a la presencia de la biomasa bacteriana en el lodo secundario.

El nitrógeno presente en el lodo secundario es alto (67,82 g/kg, base seca), ya que un 12% de la biomasa bacteriana es nitrógeno, esto ocasiona que su relación C/N sea muy baja, 3,75. El valor de la relación C/N del lodo secundario obtenida en esta investigación es menor a las obtenidas por Siddiqui *et al.* [82] y Ratanatamskul *et al.* [83] quienes encontraron valores alrededor de 5. Esto se debe a diferencias en las características de los lodos secundarios analizados. Si se comparan las características del lodo secundario analizado por Siddiqui *et al.* [82], con el analizado en este estudio, se observa que tienen una concentración similar de nitrógeno; pero el lodo secundario analizado por Siddiqui *et al.* [82], tiene una concentración de carbono mucho mayor, 376 g/kg (base seca). Por otro lado, el lodo secundario analizado por Ratanatamskul *et al.* [83] tiene una concentración de nitrógeno más baja que la obtenida en este estudio (concentración de nitrógeno del lodo secundario analizado por Ratanatamskul *et al.* [83]: 25,54 g/kg, base seca). Las diferencias de las características del lodo de agua residual de una investigación a otra probablemente se deban a diferencias en las características del agua residual.

La alcalinidad total, parcial e intermedia del lodo secundario espesado son mayores que las que presenta el lodo primario, sin embargo, al igual que el lodo primario casi toda la alcalinidad del lodo secundario es debida a los ácidos grasos volátiles, ya

que la alcalinidad intermedia de este lodo (1.657 mg CaCO₃/L) es mucho mayor que la alcalinidad parcial (764 mg CaCO₃/L). La baja alcalinidad parcial del lodo secundario se mejora al agregar el inóculo (lodo digerido), el cual confiere alcalinidad parcial, beneficiando el proceso de digestión del lodo.

El pH del lodo secundario es 6,5, este valor se encuentra dentro del rango característico para el lodo secundario proveniente de un proceso de lodos activados, 6,5 a 8 [61].

4.1.3. Características de la mezcla lodo primario-lodo secundario espesado (LP-LSE)

La mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado, en comparación con el lodo secundario espesado presenta una mayor relación C/N (7,1), lo que es favorable para la digestión de la mezcla LP-LSE. Por otro lado, el contenido de sólidos totales, sólidos volátiles y carbono orgánico de esta mezcla es similar al del lodo primario, debido a que este tipo de lodo es el componente mayoritario en la mezcla LP-LSE.

La alcalinidad total de la mezcla LP-LSE se debe en su mayor parte a la presencia de ácidos grasos volátiles, ya que la alcalinidad intermedia de la mezcla es de 1.073 mg CaCO₃/L, mientras que la alcalinidad parcial es tan solo de 611 mg CaCO₃/L. La baja alcalinidad parcial de la mezcla LP-LSE se mejora al agregar el inóculo (lodo digerido), que aporta alcalinidad parcial, favoreciendo la digestión anaerobia de este sustrato.

4.1.4. Características de los residuos de alimentos

En la Tabla 4 se puede ver que la relación SV/ST de los residuos de alimentos es 95,45%, esto indica que el 95,45% de los sólidos de los residuos de alimentos son sólidos volátiles. Por tanto, como era de esperarse, los residuos de alimentos tienen un gran contenido de materia orgánica. La relación SV/ST es semejante a las reportadas por Lin *et al.* [24] y Dai *et al.* [84]. Además, en la caracterización inicial de los sustratos se analizó el contenido de cenizas de los residuos de alimentos y el valor obtenido fue 48,90 g/kg (base seca), valor que confirma el alto contenido de sólidos volátiles de este sustrato.

Es importante tener en cuenta que los residuos de alimentos tienen una excelente biodegradabilidad por estar constituidos principalmente por proteínas, almidones, azúcares y grasas, etc. Lin *et al.* [24] obtuvo un valor de biodegradabilidad para los residuos de alimentos del 83,6%, realizando el potencial de biometanización a 35°C. Además los residuos de alimentos se degradan fácilmente y por lo tanto rápidamente se hidrolizan; los productos de la hidrólisis son inmediatamente usados por los microorganismos anaerobios y convertidos a ácidos grasos volátiles; como

resultado de esto, un incremento inicial en la concentración de ácidos grasos volátiles se produce, y puede presentarse una acumulación de ácidos en el digestor; lo cual puede desestabilizar el proceso de digestión de los residuos de alimentos cuando se digieren solos [84, 85].

El contenido de carbono orgánico de los residuos de alimentos es 433,65 g/kg (base seca), un valor mayor al encontrado para el lodo primario (224,20 g/kg, base seca) y lodo secundario espesado (254,93 g/kg, base seca), además el contenido de nitrógeno de los residuos de alimentos es de 22,82 g/kg (base seca), un valor menor al hallado en los lodos de agua residual analizados en el estudio (lodo secundario espesado: 67,82 g/kg, base seca, y lodo primario: 27,06g/kg, base seca), lo que indica que estos sustratos tienen características complementarias.

La relación C/N de los residuos de alimentos es de 18,42, este valor se encuentra en el rango de los reportados en estudios previos: McDonald *et al.* [87] encontraron una relación C/N de 14,3, Cabbai *et al.*[59] hallaron un valor de 15,14, Koch *et al.* [70] reportaron una relación C/N de 17.7 y Ratanatamskul *et al.* [83] obtuvieron un valor de 30. La alta relación C/N de los residuos de alimentos, así como su alto contenido de materia orgánica son propiedades que generan ventajas al mezclar los lodos y los residuos de alimentos para su digestión. Entre las ventajas se encuentran: la mejora del balance de nutrientes en el digestor y el aumento de la cantidad de materia orgánica degradable, lo cual conlleva al incremento de la producción de metano [88].

El pH de los residuos de alimentos es bajo, 4,53, lo cual puede ser desfavorable cuando se digiere este sustrato solo.

Finalmente, el poder calorífico de los residuos de alimentos usados es de 4.894 cal/g (base seca), este valor es importante en aquellos casos en los que se considere el uso de procesos térmicos para el tratamiento de estos residuos, tales como la incineración. Se debe tener en cuenta que este sustrato tiene un contenido de humedad del 70% y por lo tanto es necesario consumir energía para su secado, lo que muestra que el tratamiento de los residuos de alimentos a través de la incineración no sería muy eficiente.

4.1.5. Características del inóculo (lodo digerido)

En la Tabla 5, se presentan las características del lodo digerido, las cuales corresponden al promedio de los datos obtenidos en 13 caracterizaciones realizadas. Los valores encontrados en cada caracterización se presentan en el anexo 5. Se puede observar que la concentración de sólidos volátiles es baja, al igual que la concentración de carbono, debido a que el lodo digerido es un residuo que ya ha sido degradado y el carbono ha sido metanogenizado durante la digestión. La relación C/N de este tipo de lodo es muy baja (3,15), esto se debe a su bajo contenido de carbono y alto contenido de nitrógeno. La alcalinidad parcial

del lodo digerido es elevada, 3.501 mg CaCO₃/L, debido a que en el proceso de digestión el dióxido de carbono presente en el biogás producido, se solubiliza y se forman bicarbonatos que tamponan el sistema.

Tabla 5. Características fisicoquímicas del inóculo (Lodo digerido).

Parámetro	Lodo digerido (Inóculo)
Sólidos totales (g/kg)	40,08 ± 7,50
Sólidos volátiles (g/kg)	15,80 ± 1,86
SV/ST (%)	39,93 ± 2,51
Carbono (g/kg) ^{bs}	155,80 ± 16,70
NTK (g/kg) ^{bs}	47,40 ± 6,34
Relación C/N	3,15 ± 0,32
Alcalinidad parcial (mgCaCO ₃ /L)	3.501 ± 309
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /L)	4.186 ± 276
Alcalinidad intermedia (mgCaCO ₃ /L)	686 ± 163
pH	7,59 ± 0,14
PMB (L CH ₄ /g SV)	0,02 ± 0,00

^{bs} base seca

4.2. Características de las mezclas de lodos de agua residual y residuos de alimentos

En las Tablas 6 y 7 se presentan las características de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos, y de las mezcla de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos. Se observa que para las mezclas LP:RA y (LP+LSE):RA, a medida que aumentó la cantidad de residuos de alimentos en éstas, aumentó la concentración de sólidos totales, sólidos volátiles y carbono orgánico; por lo tanto, los residuos de alimentos permitieron a los lodos de agua residual aumentar la concentración de sólidos y la cantidad de materia orgánica, y de esta forma se mejoraron las condiciones para la digestión anaerobia de los lodos, al aumentar la materia orgánica disponible para la degradación. En la Figura 4 se observa claramente, con respecto al lodo primario y la mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado, el aumento de la concentración de sólidos volátiles de las diferentes mezclas al aumentar la proporción de los residuos de alimentos.

Por otro lado, no fue posible determinar la alcalinidad parcial de las mezcla LP:RA y (LP+LSE):RA, ya que al centrifugar las muestras para realizar la determinación de alcalinidad parcial, el pH fue inferior a 5,75, que es el pH que se debe alcanzar para estimar la concentración de la alcalinidad parcial, al titular la muestra con ácido sulfúrico; solo se pudo determinar la alcalinidad total de las mezclas, obteniéndose

valores bajos para todas (por debajo de 1.250 mg CaCO₃/L). Sin embargo, cuando se adicionó el inóculo a las mezclas, la alcalinidad de éstas aumentó y se obtuvieron valores de alcalinidad parcial entre 1.848 y 3.038 mg CaCO₃/L, los cuales son adecuados para el proceso de digestión anaerobia; además los pH de las mezclas, que estaban alrededor de 6, mejoraron con la adición del inóculo, alcanzándose valores entre 7,4 y 7,5.

Tabla 6. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos.

Parámetro	LP:RA=30:70	LP:RA=50:50	LP:RA=70:30
Sólidos totales (g/kg)	82,88 ± 0,70	65,49 ± 0,64	64,05 ± 0,38
Sólidos volátiles (g/kg)	60,83 ± 0,72	40,72 ± 0,50	38,69 ± 0,20
SV/ST (%)	73,39 ± 0,25	62,18 ± 0,15	60,40 ± 0,04
Carbono (g/kg) ^{bs}	311,25 ± 15,91	262,50 ± 0,00	288,75
NTK (g/kg) ^{bs}	27,94	27,09	30,88
Relación C/N	11,14	9,69	9,35
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /L)	272 ± 26	797 ± 0	796 ± 3
pH	5,65 ± 0,00	5,70 ± 0,05	5,59 ± 0,01
Remoción de SV (%)	29,04 ± 1,12	25,97 ± 0,21	22,85 ± 0,95
PMB (L CH ₄ /g SV)	0,26 ± 0,02	0,23 ± 0,01	0,21 ± 0,00

^{bs} base seca

Tabla 7. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos.

Parámetro	(LP+LSE):RA=30:70	(LP+LSE):RA=50:50	(LP+LSE):RA=70:30
Sólidos totales (g/kg)	96,56 ± 0,03	70,36 ± 0,22	58,83 ± 0,33
Sólidos volátiles (g/kg)	74,05 ± 0,02	47,38 ± 0,18	35,41 ± 0,27
SV/ST (%)	76,69 ± 0,01	67,33 ± 0,04	60,20 ± 0,11
Carbono (g/kg) ^{bs}	336,82 ± 1,49	305,07 ± 0,87	287,08
NTK (g/kg) ^{bs}	31,26	38,01	39,09
Relación C/N	10,77	8,03	7,34
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /L)	779 ± 26	978 ± 0	1.250 ± 0
pH	5,69 ± 0,04	5,90 ± 0,01	6,16 ± 0,03
PMB (L CH ₄ /g SV)	0,25 ± 0,01	0,21 ± 0,01	0,22 ± 0,00

^{bs} base seca

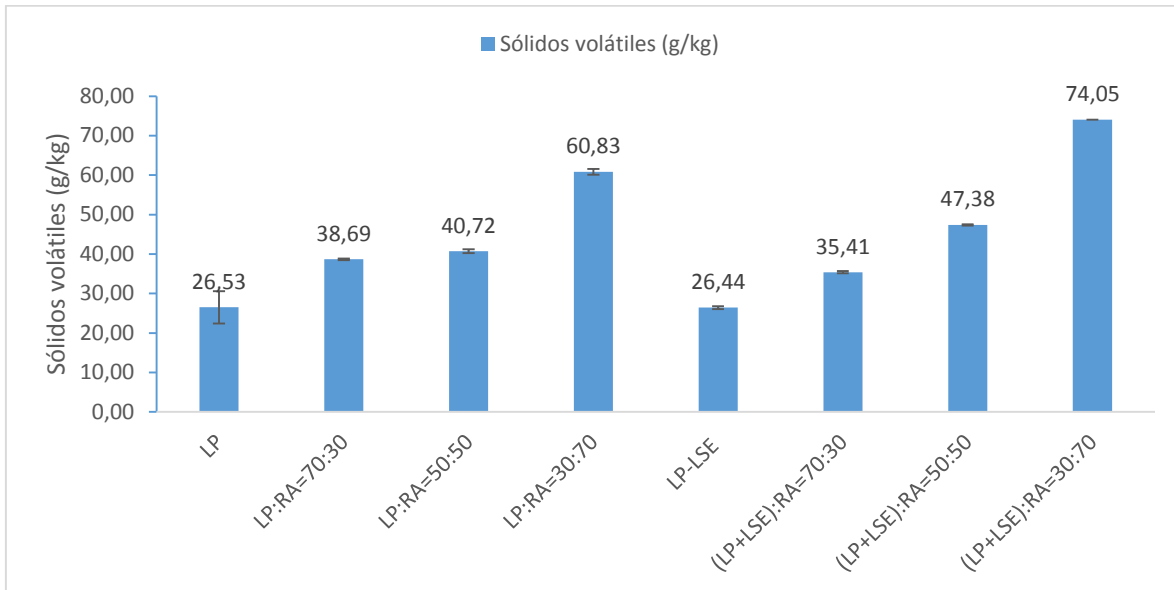


Figura 4. Sólidos volátiles para las diferentes proporciones de mezcla de lodo de agua residual y residuos de alimentos encontrados en los diferentes ensayos realizados.

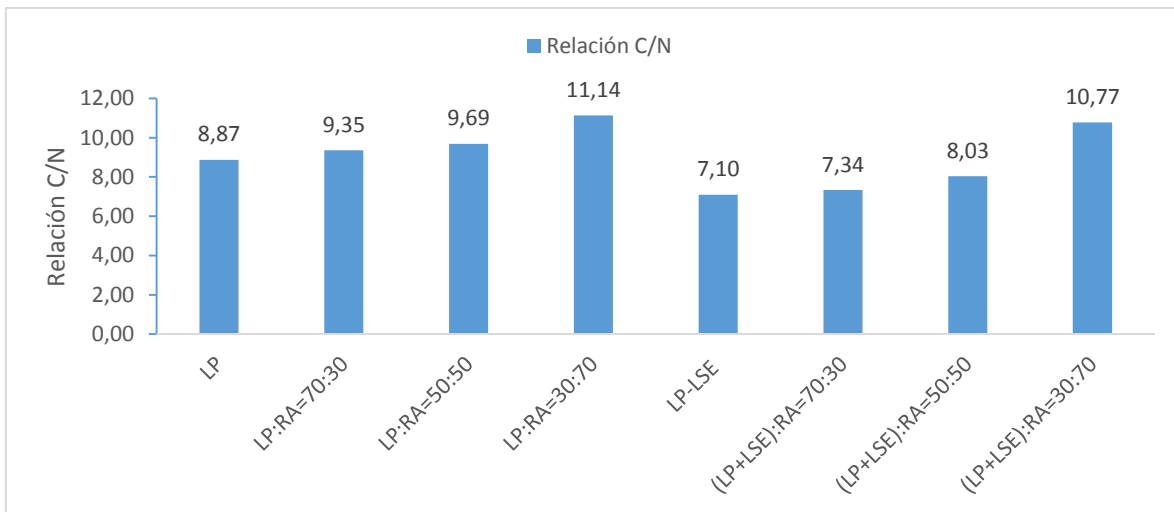


Figura 5. Relación C/N para las diferentes proporciones de mezcla de lodo de agua residual y residuos de alimentos encontrados en los diferentes ensayos realizados.

En cuanto a la relación C/N, ésta afecta significativamente el desempeño de la digestión anaerobia [62]. Relaciones C/N superiores a 30 pueden generar

deficiencia de nutrientes para el crecimiento y reproducción de los microorganismos; mientras que relaciones C/N menores a 6 pueden producir inhibición de la metanogénesis debido a altas concentraciones de nitrógeno amoniacal (total o libre) [6, 24]; sin embargo, procesos de digestión anaerobia con relaciones C/N de 3 pueden resultar exitosos [89]. El lodo primario usado en los ensayos para la determinación del potencial de biometanización de las mezclas de LP:RA tenía una relación C/N en el rango de 8,80 a 9,02, al mezclarse con los residuos de alimentos, se presentó un aumento de esta relación, obteniéndose valores de 11,14, 9,69, y 9,35 para las mezclas LP:RA=30:70, LP:RA=50:50 y LP:RA=70:30 respectivamente (Figura 5). El aumento de la relación C/N permite que haya un mejor balance nutricional para los microorganismos y puede aumentar la actividad metabólica de éstos [90], favoreciéndose así la digestión.

Las mezclas (LP+LSE):RA=30:70, (LP+LSE):RA=50:50 y (LP+LSE):RA=30:70 también presentaron un aumento de la relación C/N con respecto a la mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado (C/N:7,1), lográndose valores de la relación C/N de 10,77, 8,03 y 7,34 respectivamente (Figura 5). A pesar de que las relaciones C/N se encontraron por fuera del rango propuesto por algunos investigadores como óptimo para la digestión anaerobia, 20 a 30 [65, 25, 15], la adición de los residuos de alimentos a los lodos de agua residual generó relaciones C/N más favorables para la digestión (al proveer principalmente carbono fácilmente degradable), lo que ocasionó un incremento de la producción de metano. Las mayores producciones de metano se obtuvieron para las mezclas LP:RA=30:70 (0,26 L CH₄/g SV, C/N= 11,14) y (LP+LSE):RA=30:70 (0,25 L CH₄/g SV, C/N=10,77), que corresponden a las mezclas con la mayores relaciones C/N.

El valor de la relación C/N de la mezcla de lodo primario y lodo secundario tratada en los digestores anaerobios en la Planta San Fernando (PTAR de donde proceden los lodos usados en el estudio), está alrededor de 7. La adición de los residuos de alimentos a la mezcla LP-LSE permitiría aumentar la relación C/N del alimento del digestor, lo que ocasionaría un incremento de la producción de metano actual de la planta; de acuerdo a los resultados obtenidos, una mezcla de (LP+LSE):RA=30:70 en sólidos volátiles permite alcanzar una producción de 0,25 L CH₄/g SV adicionado, un valor 39% mayor que el obtenido con la mezcla de lodo primario y lodo secundario.

4.3. Características de las mezclas de lodos de aguas residuales y residuos de alimentos con el inóculo

En las Tablas 8 y 9 se presentan las características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos con el inóculo, y de las mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos con el inóculo. Se puede visualizar que al adicionar el lodo digerido (inóculo) a las mezclas de los sustratos, las características de las mezclas cambian significativamente debido a

que el inóculo se mezcló con el sustrato en una proporción 2:1, basada en sólidos volátiles; al usar esta relación se garantizó una cantidad adecuada de microorganismos para la digestión, puesto que grandes volúmenes de inóculo aseguran una alta actividad microbiana, lo que contribuye a la estabilidad del proceso. De allí la importancia de usar el inóculo. Las concentraciones de sólidos (totales y volátiles), las relaciones SV/ST y carbono orgánico de las mezclas disminuyeron con la adición del inóculo, mientras que las concentraciones de nitrógeno, en general, aumentaron. Las mezclas LP:RA=30:70 y LP:RA=50:50 que tenían concentraciones de nitrógeno de 27,94 g/kg (base seca) y 27,09 g/kg (base seca) respectivamente, con el inóculo las concentraciones aumentaron a 41,38 g/kg (base seca) y 43,48 g/kg (base seca); las mezclas de (LP+LSE):RA=30:70 y (LP+LSE):RA=70:30 que presentaron concentraciones de nitrógeno de 31,26 g/kg (base seca) y 39,09 g/kg (base seca) respectivamente, al adicionar el inóculo las concentraciones incrementaron a 40,85 g/kg (base seca) y 48,61 g/kg (base seca). Esto hizo que las relaciones C/N también disminuyeran, presentándose relaciones alrededor de 4 y 5. Esto significa que, el inóculo además de proporcionar los microorganismos necesarios para iniciar la degradación de los sustratos, aportó nitrógeno a las mezclas.

Por otro lado, con la adición del inóculo a las mezclas de los sustratos se mejoró la alcalinidad de éstas. Los valores de alcalinidad parcial obtenidos fueron mucho mayores que los de alcalinidad intermedia, lo que significa que casi toda la alcalinidad de las mezclas se debió a la presencia de carbonatos y bicarbonatos, esto contribuyó a que tuvieran una adecuada capacidad tampón al inicio de la digestión anaerobia, favoreciéndose el desempeño de la co-digestión de los sustratos. Las mezclas con mayor alcalinidad parcial fueron las mezclas con menor cantidad de residuos de alimentos LP:RA=70:30+Inoc (3.038 mgCaCO₃/L) y (LP+LSE):RA=70:30 (2.459 mgCaCO₃/L); el resto de las mezclas presentaron valores de alcalinidad parcial alrededor de 2.000 mgCaCO₃/L.

Además el pH del inóculo, en promedio 7,59, permitió aumentar el pH de las mezclas de los sustratos hasta valores adecuados para la digestión anaerobia, 6,5 a 7,5 [91]; para las mezclas LP:RA+Inoc se alcanzaron valores alrededor de 7,5 y para las mezclas (LP+LSE):RA+Inoc se lograron valores cercanos a 7,4. Después del proceso de digestión, el pH de las mezclas estuvo en el rango de 7,37 a 7,49, por lo tanto este parámetro no experimentó variación durante el proceso de digestión.

Tabla 8. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos con el inóculo.

Parámetro	LP:RA=30:70 + Inoc	LP:RA=50:50 + Inoc	LP:RA=70:30 + Inoc
Sólidos totales (g/kg)	43,85 ± 0,08	42,84 ± 0,08	39,99 ± 0,27
Sólidos volátiles (g/kg)	19,98 ± 0,02	18,77 ± 0,08	18,26 ± 0,02
SV/ST (%)	45,57 ± 0,03	43,82 ± 0,27	45,67 ± 0,35
Carbono (g/kg) ^{bs}	172,50 ± 5,30	161,25 ± 0,00	166,88 ± 13,26
NTK (g/kg) ^{bs}	41,38	43,48	31,5
Relación C/N	4,17	3,71	5,3
Alcalinidad parcial (mgCaCO3/L)	1.938 ± 26	2.246 ± 0	3.038 ± 123
Alcalinidad Total (mgCaCO3/L)	3.007 ± 0	3.189 ± 51	3.841 ± 31
Alcalinidad intermedia (mgCaCO3/L)	1.069 ± 26	942 ± 51	803 ± 153
pH	7,51 ± 0,00	7,54 ± 0,00	7,43 ± 0,02

^{bs} base seca

Tabla 9. Características fisicoquímicas de las mezclas de lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos con el inóculo.

Parámetro	(LP+LSE):RA=30:70 + Inoc	(LP+LSE):RA=50:50 + Inoc	(LP+LSE):RA=70:30 + Inoc
Sólidos totales (g/kg)	40,23 ± 0,07	38,78 ± 0,20	38,28 ± 0,06
Sólidos volátiles (g/kg)	19,62 ± 0,01	18,09 ± 0,13	17,21 ± 0,04
SV/ST (%)	48,77 ± 0,12	46,63 ± 0,10	44,96 ± 0,04
Carbono (g/kg) ^{bs}	198,29 ± 1,72	195,33 ± 2,27	192,57 ± 4,59
NTK (g/kg) ^{bs}	40,85	37,25	48,61
Relación C/N	4,85	5,24	3,96
Alcalinidad parcial (mgCaCO3/L)	1.848 ± 51	2.120 ± 26	2.459 ± 58
Alcalinidad Total (mgCaCO3/L)	2.935 ± 0	3.170 ± 26	3.329 ± 19
Alcalinidad intermedia (mgCaCO3/L)	1.087 ± 51	1.051 ± 0	870 ± 38
pH	7,42 ± 0,04	7,38 ± 0,01	7,38 ± 0,04

^{bs} base seca

4.4. Potencial de biometanización

4.4.1. Potencial de biometanización en las mono-digestiones de los sustratos

La digestión de los sustratos tanto para los ensayos de mono-digestión como los ensayos de co-digestión se realizaron por un periodo de 36 días, sin embargo, para los residuos de alimentos, el ensayo de potencial de biometanización se realizó por 62 días, debido a que la producción de metano de este sustrato a los 36 días aún estaba incrementándose sin mostrar tendencia a estabilizarse (Figura 6). Solo a los 62 días se pudo evidenciar que el sustrato se había degradado casi completamente, ya que la tasa de producción de metano entre los días 40 y 60 disminuyó notablemente, en este periodo la producción de metano solo aumentó 0,03 L /g SV (el día 40 la producción de metano acumulada fue de 0,22 L CH₄/g SV y el día 60 fue de 0,25 L CH₄/g SV); cuando queda poco sustrato los microorganismos lo consumen más lentamente de acuerdo con una cinética de primer orden.

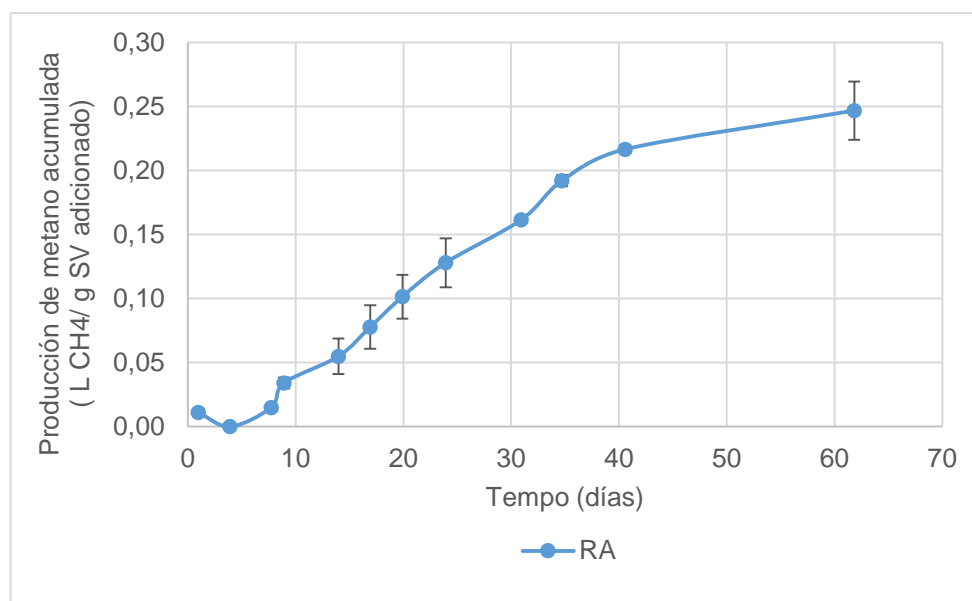


Figura 6. Producción de metano acumulada para los residuos de alimentos.

El potencial de biometanización de los residuos de alimentos fue de 0,25 L CH₄/g SV, esta producción de metano es menor a la reportada en la literatura para este tipo de residuo, Lin *et al.*[24] obtuvieron un valor 0,56 L CH₄/g SV, Koch *et al.* [70] reportaron un potencial de biometanización de 0,45 L CH₄/g SV y Liu *et al.* [81] encontraron un valor de 0,32 L CH₄/g SV. El amplio rango de las producciones de metano que se reporta en la literatura, se puede deber a las diferencias en la composición de los residuos de alimentos entre un estudio, diferentes fuentes del inóculo y distintas relaciones sustrato:inóculo.

En la Figura 7 se puede observar que la producción de metano del lodo primario, lodo secundario espesado y de la mezcla lodo primario-lodo secundario espesado

fue muy similar. El potencial de biometanización del lodo primario y del lodo secundario espesado fue de 0,19 L CH₄/g SV para ambos, y para la mezcla LP-LSE fue 0,18 L CH₄/g SV. Se esperaba que el potencial de biometanización del lodo secundario espesado fuera menor que el del lodo primario, ya que el lodo secundario está constituido principalmente por biomasa bacteriana, cuya membrana celular no es significativamente degradada en la digestión anaerobia mesófila convencional, esto dificulta el aprovechamiento del material intracelular [92]; a pesar de que el contenido de materia orgánica fácilmente degradable del lodo secundario sea menor que la del lodo primario, es posible que los potenciales de biometanización de estos dos tipos de lodos hayan sido iguales debido a una mayor actividad metanogénica del inóculo (lodo digerido) usado en el ensayo de potencial de biometanización del lodo secundario, ya que los ensayos para determinar el potencial de biometanización no se realizaron de manera simultánea.

Los valores de potencial de biometanización de los lodos están en el rango de los valores obtenidos en estudios previos: Luostarinen *et al.* [93] reportaron para los lodos un valor de 0,26 L CH₄/g SV, Cabbai *et al.* [59] encontraron un valor de 0,25 L CH₄/g SV para el potencial de biometanización de una mezcla de lodo primario y lodo secundario provenientes de un proceso de lodos activados y Di Maria *et al.* [67] reportaron un valor de 0,084 L CH₄/g SV para una mezcla de lodos (lodo primario y lodo secundario).

La producción de metano acumulada de los residuos de alimentos el día 36 fue similar a las obtenidas por cada tipo de lodo (primario y secundario espesado) y para la mezcla LP-LSE (Figura 7), sin embargo, la producción de metano total de los residuos de alimentos (a los 62 días) fue mayor que la de los otros sustratos, esto se debe al mayor contenido de materia orgánica degradable de los residuos de alimentos; Adicionalmente, es necesario indicar que durante el primer mes de digestión, la producción de metano de los residuos de alimentos fue menor que la de los lodos, posiblemente debido a que el inóculo usado (lodo digerido) no estaba adaptado a las características de los residuos de alimentos, lo que hizo que la degradación de éstos se diera de una forma más lenta; esto se evidencia en las bajas tasas de producción de metano de los residuos de alimentos entre los días 2 y 8 del periodo de digestión, tiempo en el cual las tasas de producción de metano fueron menores que las de los lodos (Ver ítem 4.4.3 tasas de producción de metano).

Las remoción de sólidos volátiles en la digestión de los residuos de alimentos (33,21%) fue mayor que las obtenidas durante la digestión de los lodos de aguas residual (LP=20,64%, LSE=24,79%, LP-LSE=20,85%), esto se debe a que los residuos de alimentos presentaron un mayor potencial de biometanización (0,25 L CH₄/g SV).

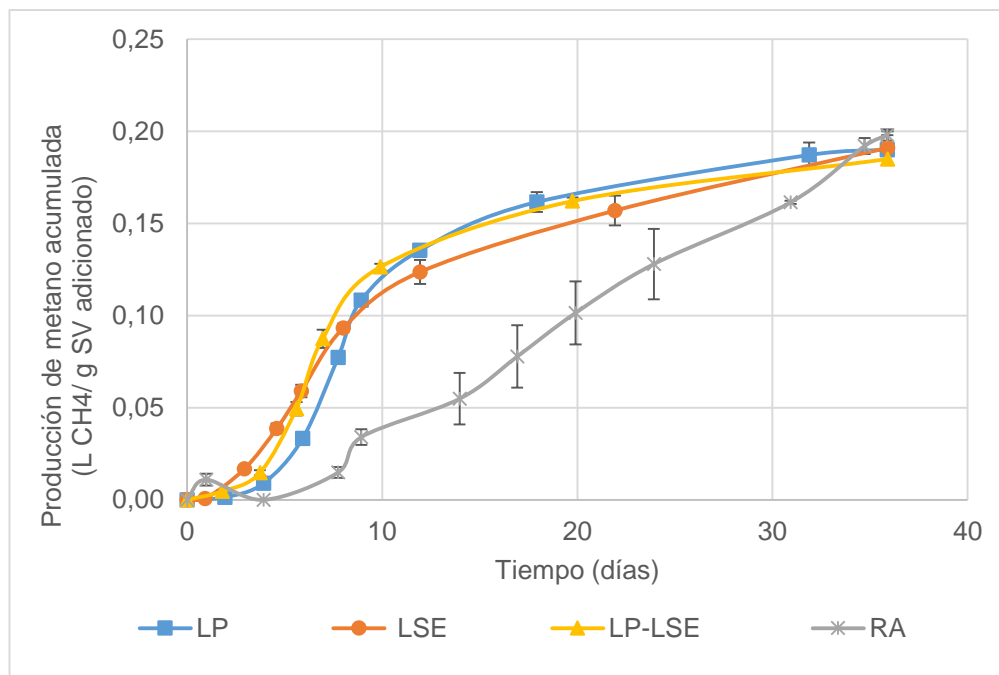


Figura 7. Producción de metano acumulada para cada sustrato y la mezcla de lodo primario y lodo secundario espesado.

4.4.2. Potencial de biometanización en las co-digestiones de los sustratos

En la Figura 8 se observa que a medida que se incrementa la carga orgánica en las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos (mayor contenido de residuos de alimentos en las mezclas), la producción de metano aumenta. La mezcla LP:RA=30:70, la cual poseía la mayor relación C/N (11,14), presentó el mayor potencial de biometanización, 0,26 L CH₄/g SV, una producción de metano 37% mayor que la obtenida en la mono-digestión del lodo primario, además con esta mezcla se obtuvo la mejor remoción de sólidos volátiles 29,04%. La mezcla LP:RA=70:30 presentó un potencial de biometanización de 0,21 L CH₄/g SV, un valor similar al potencial del lodo primario (0,19 L CH₄/g SV), esto se debe a que por ser la mezcla con la menor proporción de residuos de alimentos, experimentó el menor incremento del contenido de materia orgánica degradable y presentó la menor relación C/N (9,35), por lo tanto, el balance nutricional de esta mezcla era menos favorable en relación con las otras mezclas.

Durante la digestión, las mezclas LP:RA=30:70 y LP:RA=70:30 presentaron una fase de retardo de aproximadamente 4 días, y la mezcla LP:RA=50:50 exhibió una fase de retardo de 6 días, similar a las encontradas con las otras mezclas.

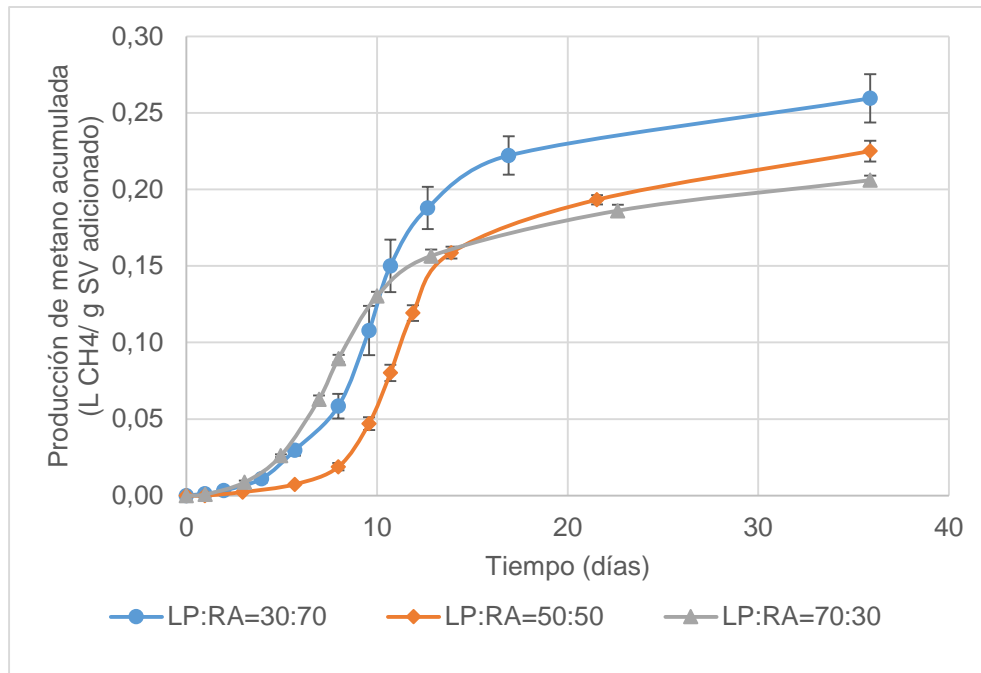


Figura 8. Producción de metano acumulada para las mezclas de LP:RA.

En cuanto a las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos, en la Figura 9 se observa que la mezcla (LP+LSE):RA=30:70 presentó el mayor potencial de biometanización, 0,25 L CH₄/g SV, debido a que es la mezcla con mayor cantidad de residuos de alimentos, los cuales aportaron materia orgánica degradable para el proceso de digestión y permitieron obtener la mayor relación C/N (10,77), lo que ocasionó un mejor balance de nutrientes para los microorganismos. Además con esta mezcla se obtuvo una producción de metano 39% mayor a la obtenida durante la digestión de la mezcla LP-LSE.

La mezcla (LP+LSE):RA=50:50 exhibió un potencial de biometanización de 0,21 L CH₄/g SV, un valor similar al obtenido por la mezcla (LP+LSE):RA=70:30 (0,22 L CH₄/g SV) y se esperaba que el potencial de biometanización de la mezcla (LP+LSE):RA=70:30 fuera menor, por tener menor cantidad de residuos de alimentos. Esto posiblemente se deba a que el inóculo se adaptó mejor a la mezcla (LP+LSE):RA=70:30, la cual está constituida en su mayor proporción por la mezcla LP-LSE, sustrato al que está adaptado el inóculo usado y por lo tanto, fue capaz de alcanzar un potencial de biometanización similar al de la mezcla (LP+LSE):RA=50:50.

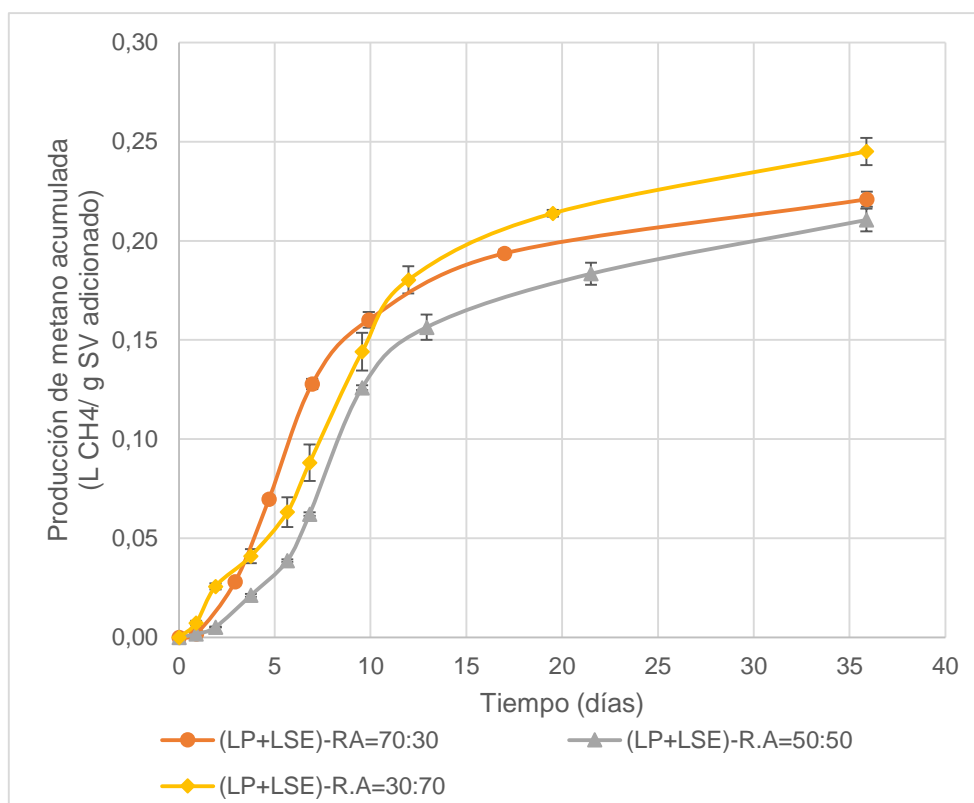


Figura 9. Producción de metano acumulada para las mezclas de (LP +LSE):RA

Por otro lado, la concentración máxima de metano en el biogás aumentó en las mezclas conforme aumentaba la proporción de residuos de alimentos en éstas, obteniéndose valores de 56%, 59% y 60% para las mezclas LP:RA=70:30, LP:RA=50:50 y LP:RA=30:70 respectivamente; y valores de 54%, 58% y 61% para las mezclas (LP+LSE):RA=70:30, (LP+LSE):RA=50:50, (LP+LSE):RA=30:70 respectivamente. Estos resultados se deben al aporte de materia orgánica realizado por los residuos de alimentos. La concentración de metano en el biogás determina el poder calorífico del mismo y por lo tanto, es un parámetro muy importante que permite establecer el uso que se le puede dar al biogás [94].

Cabbai *et al.* [59] realizaron la co-digestión de lodos de aguas residuales (mezcla de lodo primario y lodo secundario proveniente del proceso de lodos activados) con residuos de alimentos, usando proporciones de mezcla de 0,23 gSV RA/gSV lodo y 2,09 gSV RA/gSV lodo, y obtuvieron producciones de metano de 0,29 L CH₄/g SV y 0,37 L CH₄/g SV, respectivamente. En el presente estudio se utilizaron proporciones de mezcla similares, 0,43 a 2,33 gSV RA/ gSV lodos. Los valores de producción de metano obtenidos por Cabbai *et al.* [59] son superiores a los obtenidos en el presente estudio, lo que posiblemente se debe a la relación

inóculo:sustrato de 3 que utilizaron Cabbai *et al.* [59] mientras que en este estudio se utilizó una relación inóculo:sustrato de 2; la mayor relación inóculo:sustrato pudo generar una degradación más eficiente del sustrato.

4.4.3. Tasas de producción de metano

En la Figura 10 se presenta los valores promedios de las tasas de producción de metano para los residuos de alimentos, el lodo primario, lodo secundario y la mezcla lodo primario-lodo secundario durante un periodo de digestión de 36 días. A diferencia de los residuos de alimentos, el lodo primario, lodo secundario espesado y la mezcla lodo primario-lodo secundario presentaron un solo periodo en el cual aumentaron las tasas de producción de metano (un solo pico en la gráfica), esto se debe a que la composición de los lodos es diferente a la de los residuos de alimentos. A pesar de que en los primeros seis días de la digestión las tasas de producción de metano del lodo secundario espesado fueron mayores que la del lodo primario, las tasas de producción de metano máximas de este tipo de lodo están muy por debajo de las logradas en la degradación del lodo primario; lo que era de esperarse ya que el lodo secundario espesado es de más lenta degradación, por estar constituido principalmente por biomasa bacteriana, la cual contiene materiales orgánicos poliméricos complejos. Por otro lado, en la Figura 10 se observa que el comportamiento de las tasas de producción de metano de la mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado fue muy similar a la del lodo primario debido a que esta mezcla estaba constituida en un 60% por lodo primario.

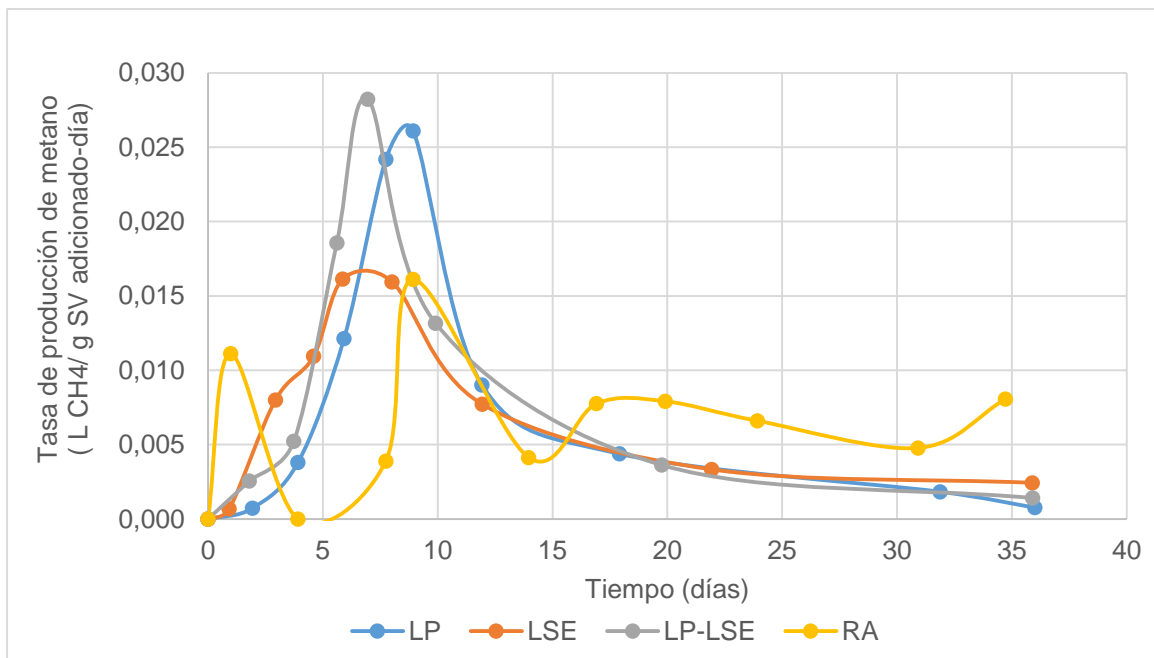


Figura 10. Tasas de producción de metano durante la digestión de cada sustrato.

En cuanto a las tasas de producción de metano de las mezclas de lodo primario, y residuos de alimentos (Figura 11), se observa que a medida que se aumenta la cantidad de residuo de alimento en la mezclas se obtienen tasas de producción de metano mayores, obteniéndose la mayor tasa de producción de metano durante la digestión de la mezcla LP:RA=30:70 (0,038 L CH₄/g SV) el día 11.

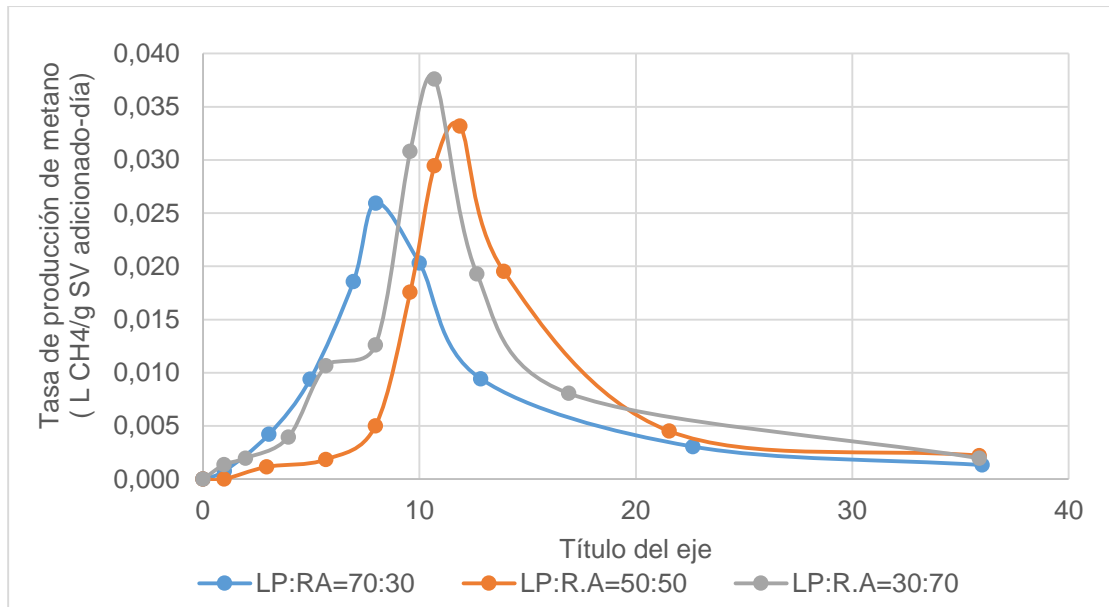


Figura 11. Tasas de producción de metano durante la digestión de las mezclas de LP:RA.

En la Figura 12 se presentan los valores promedios de las tasas de producción de metano de las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos; se observa que la mayor tasa de producción de metano (0,026 L CH₄/g SV) se obtuvo para la mezcla (LP+LSE):RA=70:30, esto se debe a que esta mezcla es la que más se asemeja a la mezcla a la que está adaptado el inóculo usado en los ensayos (lodo digerido). Sin embargo, se observa que durante los primeros dos días de digestión se degradó mucho más rápido la mezcla (LP+LSE):RA=30:70, debido a que es la mezcla con mayor cantidad de residuos de alimentos, lo cuales son de fácil degradación.

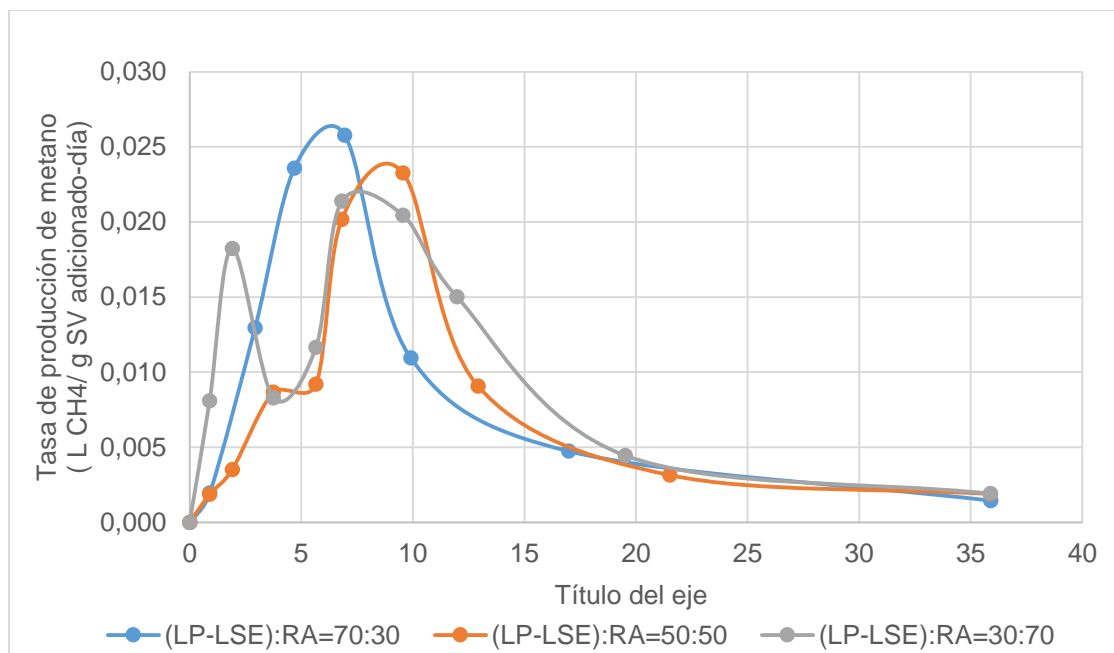


Figura 12. Tasas de producción de metano durante la digestión de las mezclas de (LP+LSE):RA.

4.5. Ensayos de potencial de biometanización de las mezclas óptimas

A continuación se presentan los resultados obtenidos al realizar nuevamente el ensayo de potencial de biometanización con las mezclas óptimas, para evaluar cómo varían las características físico-químicas antes y después de la co-digestión.

4.5.1. Variación de los parámetros físico-químicos con el proceso de co-digestión

- Variación del contenido de sólidos volátiles:

En la Figura 13 se observa que las mezclas (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc experimentaron una disminución de la concentración de los sólidos volátiles con el proceso de digestión; la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc presentó una remoción de sólidos volátiles del 31,74% y la mezcla LP:RA=30:70+Inoc una remoción del 30,56%. Los sólidos volátiles son frecuentemente usados como un indicador de la cantidad de materia orgánica contenida en el lodo, por lo tanto los sólidos volátiles removidos pueden ser usados para medir la eficacia para estabilizar la materia orgánica del lodo [3]. Las remociones de sólidos volátiles de las mezclas (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc fueron similares, por consiguiente, la eficacia del proceso de co-digestión fue muy similar; esto lo confirma los valores de potencial metanogénico obtenidos, los cuales fueron iguales para ambas mezclas 0,29 L CH₄/g SV.

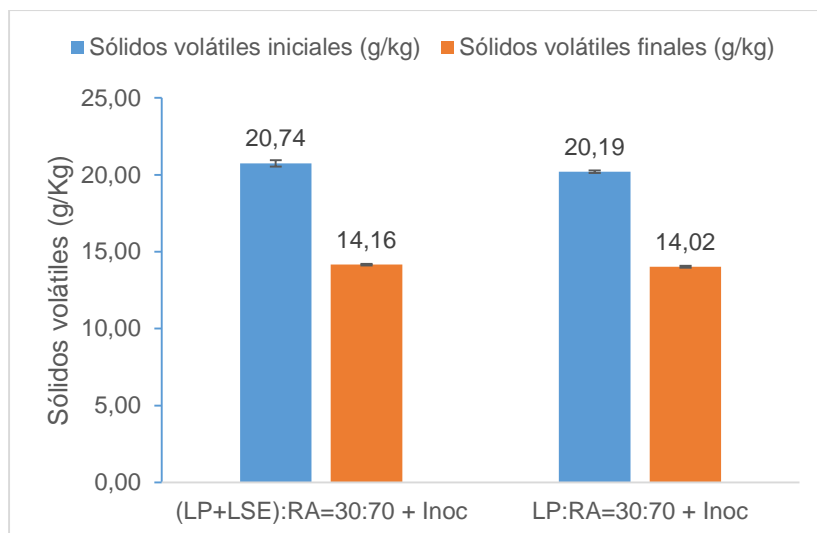


Figura 13. Sólidos volátiles en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.

- Variación del contenido de los sólidos totales:

En la Figura 14 se observa que la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc presentaron una disminución de la concentración de los sólidos totales con el proceso de digestión, la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc presentó una remoción de sólidos totales del 15,56% y la mezcla LP:RA=30:70+Inoc una remoción del 14,94%. La disminución de los sólidos totales con el proceso de co-digestión se debe a la reducción de la fracción orgánica presente en éstos.

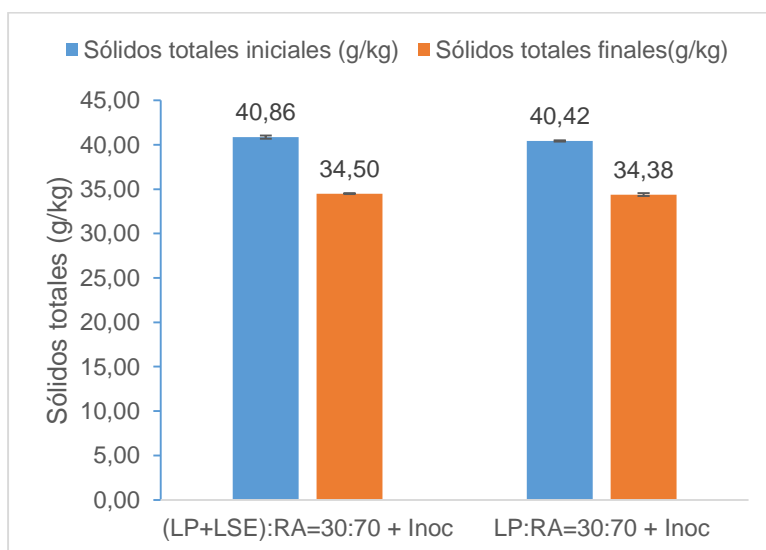


Figura 14. Sólidos totales en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión

- Variación del contenido de carbono orgánico total:

En la Figura 15 se observa que las mezclas (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc experimentaron una disminución de la concentración de carbono orgánico, ocasionada por la conversión del carbono orgánico en metano y dióxido de carbono durante el proceso de co-digestión. Las remociones de carbono orgánico fueron muy similares, obteniéndose un valor de 16,98% para la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y 16,89% para la mezcla LP:RA=30:70+Inoc. Estos valores están acorde con los potenciales metanogénicos hallados para las mezclas, los cuales también fueron similares.

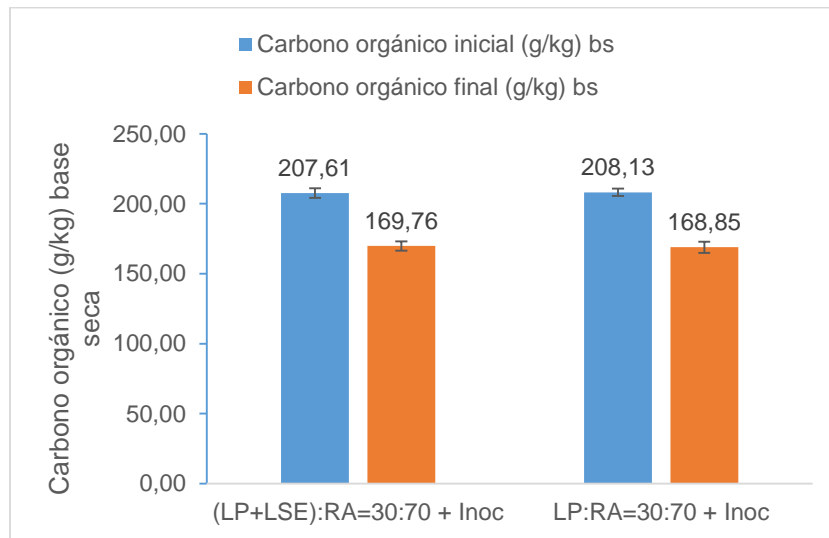


Figura 15. Carbono orgánico en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.

- Variación del contenido de nitrógeno:

En la Figura 16, se observa que para las mezclas (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc, las concentraciones de nitrógeno inicial y final fueron similares, es decir no hubo una variación considerable del nitrógeno durante la co-digestión de los sustratos, esto es debido a que el proceso de digestión anaerobia no afecta el contenido total de nitrógeno presente en los sustratos, pero favorece la mineralización del nitrógeno orgánico, por lo que normalmente aumenta el contenido de nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico [95].

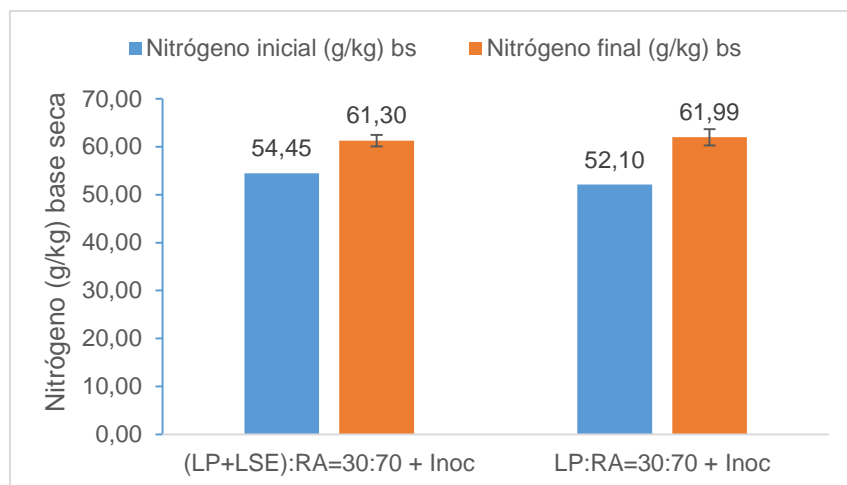


Figura 16. Nitrógeno en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.

Los valores de nitrógeno presentes en las mezclas después del proceso de co-digestión fueron 61,30 g/kg (base seca) para la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y 61,99 g/kg (base seca) para la mezcla LP:RA=30:70+Inoc. Estos valores muestran que en ambos casos el biosólido tiene un contenido importante de nitrógeno, lo que indica que podría utilizarse como materia prima para el proceso de compostaje o como mejorador de suelos; para estos usos debe cumplir con las características microbiológicas y físico-químicas exigidas en el Decreto 1287 de 2014, que establece los criterios para el uso de biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales.

- Variación de la relación C/N

En la Figura 17 se observa que las mezclas (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc tuvieron una disminución de la relación C/N con el proceso de co-digestión, debido a la reducción del contenido de carbono en los sustratos y a que el contenido de nitrógeno se mantuvo casi igual al inicial.

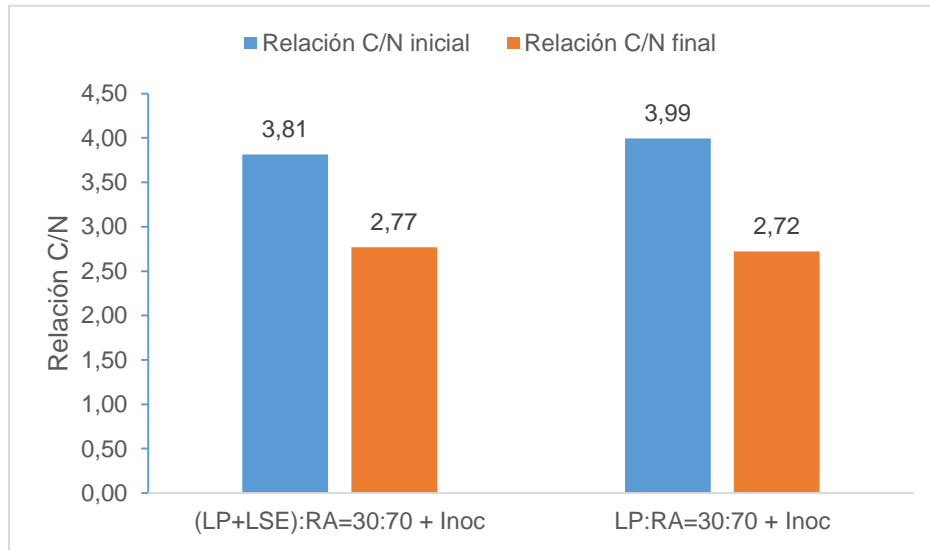


Figura 17. Relación C/N en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.

- Variación del contenido de fósforo:

En la Figura 18 se observa que las concentraciones de fósforo de las mezclas (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y LP:RA=30:70+Inoc fueron muy similares antes y después de la co-digestión, esto se debe a que en el proceso de digestión anaerobia los nutrientes contenidos en el sustrato, entre ellos el fósforo, solo se utilizan para síntesis de biomasa, y se conservan en el biosólido.

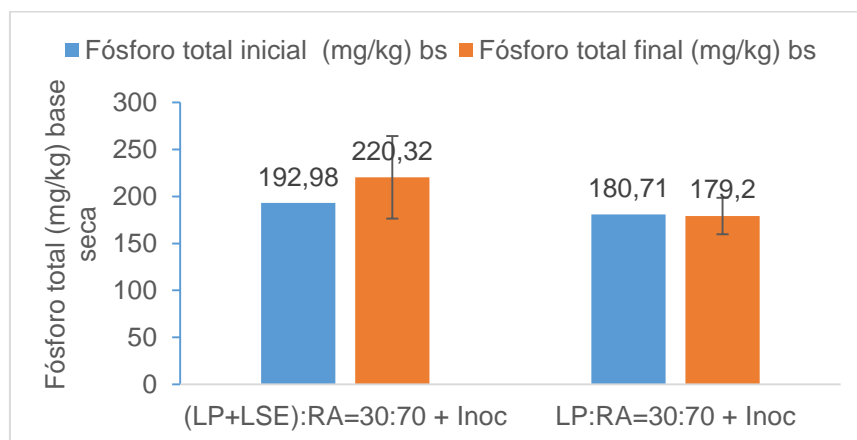


Figura 18. Fósforo en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.

- Variación del pH:

En la Figura 19, se observa que no hubo una variación considerable del pH durante la digestión de la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y de la mezcla LP:RA=30:70+Inoc, ya que el pH inicial de ambas mezclas fue de 7,49 y el pH final fue de 7,71 para la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y 7,67 para la mezcla LP:RA=30:70+Inoc. La estabilidad en el pH puede deberse a la alta alcalinidad parcial de las mezclas antes de la co-digestión (2083 mg/L CaCO₃ para la mezcla (LP+LSE):RA=30:70+Inoc y 2071 mg/L CaCO₃ para la mezcla LP:RA=30:70+Inoc) y también a que en el proceso de digestión se forman compuestos que ayudan a mantener la capacidad buffer del sistema, como el CO₂, que se solubiliza y se forman bicarbonatos.

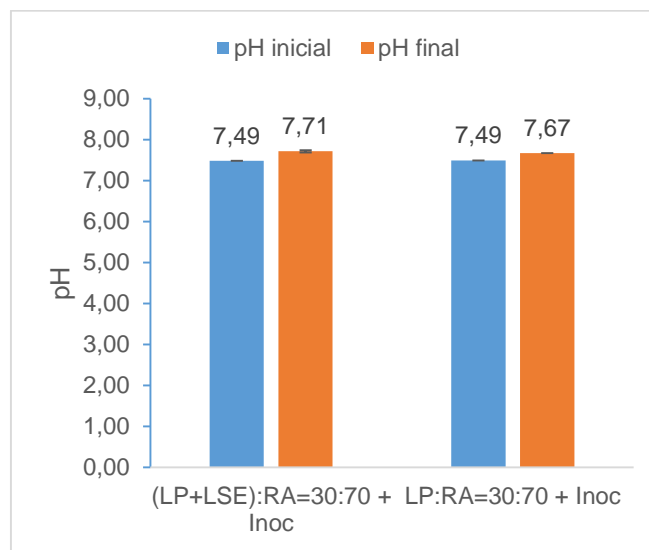


Figura 19. pH en las mezclas óptimas antes y después del proceso de co-digestión.

En general las variaciones de los parámetros físico-químicos fueron similares para las mezclas (LP+LSE):RA=30:70-Inoc y LP:RA=30:70-Inoc, puesto que las características iniciales de éstas fueron muy semejantes, así como la producción de metano.

4.5.2. Potencial de biometanización en el ensayo con las mezclas óptimas

En la Figura 20 se presenta la producción de metano para las mezclas óptimas, (LP+LSE):RA=30:70 y LP:RA=30:70. Se observa que las mezclas alcanzaron una producción de metano igual al final del periodo de digestión, 0,29 L CH₄/g SV; sin embargo, la mezcla LP:RA=30:70 inició primero la producción de metano, y entre los días 5 y 9 las tasas de producción de metano fueron mayores que las de la mezcla (LP+LSE):RA=30:70 (Figura 21), esto se debe a la presencia del lodo

secundario espesado en la mezcla (LP+LSE):RA=30:70, ya que éste posee materiales que son de más lenta degradación.

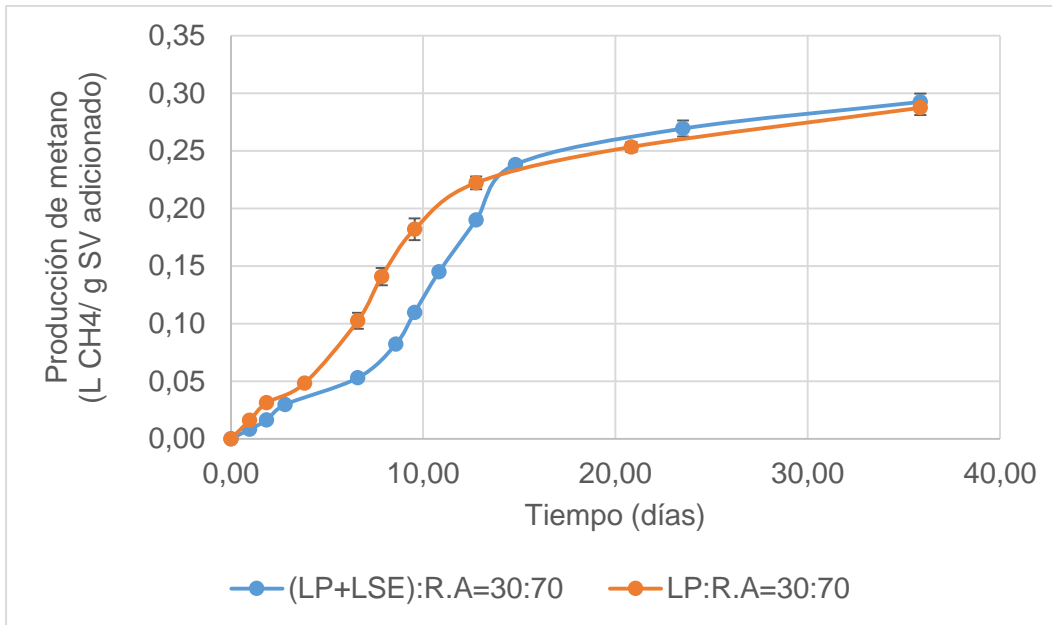


Figura 20. Producción de metano acumulada para las mezclas óptimas de los sustratos LP:RA=30:70 y (LP+LSE):RA=30:70

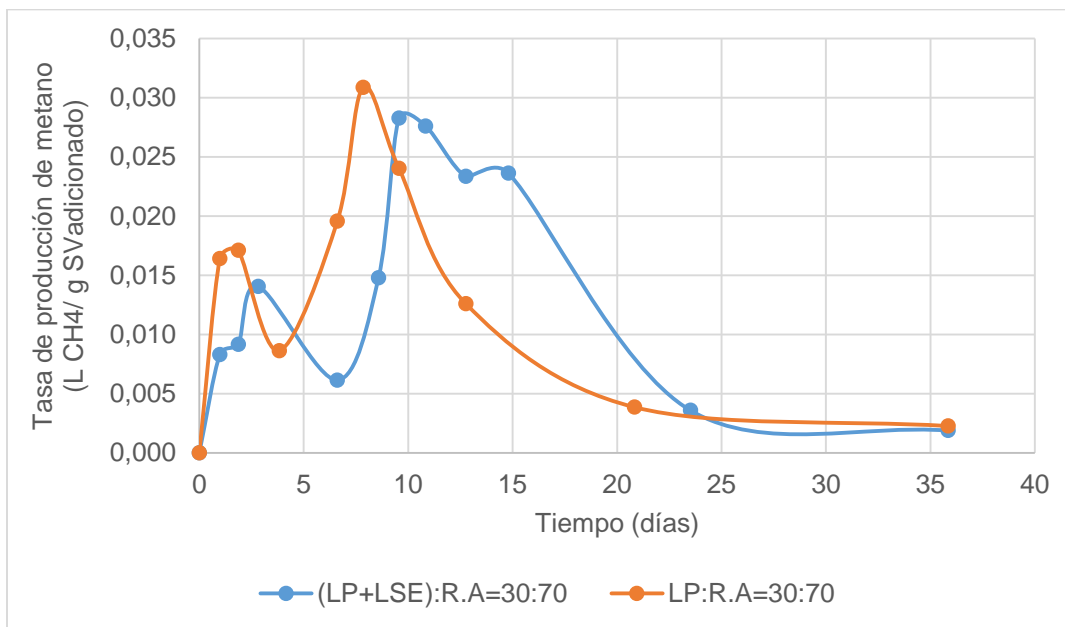


Figura 21. Tasas de producción de metano para las mezclas óptimas de los sustratos LP:RA=30:70 y (LP+LSE):RA=30:70.

Por otro lado, al comparar los valores del potencial de biometanización de las mezclas óptimas (LP+LSE):RA=30:70 y LP:RA=30:70, cuando se realizó el ensayo por segunda vez, con los resultados obtenidos en los ensayos anteriores con estas

mezclas, se observa que los valores del potencial de biometanización fueron mayores en el ensayo final. La mezcla LP:RA=30:70 inicialmente presentó un potencial de 0,26 L CH₄/g SV y la mezcla (LP+LSE):RA=30:70 un potencial de 0,25 L CH₄/g SV; en el ensayo final ambas mezclas presentaron un potencial de 0,29 L CH₄/g SV. En el caso de la mezcla LP:RA=30:70 las diferencias entre los valores de potencial de biometanización hallados, se deben a diferencias en el contenido de carbono orgánico de las mezclas LP:RA=30:70 analizadas (Tabla 10); en el ensayo inicial la mezcla LP:RA=30:70 tuvo una concentración de carbono orgánico de 311,25 g/kg (base seca) y en el ensayo final una concentración de 349,19 g/kg (base seca), esto ocasionó que en el ensayo final hubiera mayor cantidad de carbono orgánico disponible para ser metanogenizado por gramo de sólido volátil adicionado de la mezcla. En el caso de la mezcla (LP+LSE):RA=30:70 no se observan diferencias significativas entre las características fisicoquímicas de las mezclas analizadas en el ensayo inicial y final (Tabla 10), por lo tanto, las diferencias en los potenciales de biometanización pueden deberse a diferencias en la composición microbiológica de los inóculos utilizados en cada ensayo.

Tabla 10. Características fisicoquímicas de las mezclas LP:RA=30:70 y las mezclas (LP+LSE):RA=30:70 usadas en los ensayos iniciales y en los finales (ensayos mezclas óptimas).

Parámetro	LP:RA=30:70 Ensayo inicial	LP:RA=30:70 Ensayo final	(LP+LSE):RA=30:70 Ensayo inicial	(LP+LSE):RA=30:70 Ensayo final
Sólidos totales (g/kg)	82,88 ± 0,70	97,40 ± 0,14	96,56 ± 0,03	106,25 ± 0,43
Sólidos volátiles (g/kg)	60,83 ± 0,72	75,49 ± 0,19	74,05 ± 0,02	85,22 ± 0,42
SV/ST (%)	73,39 ± 0,25	77,51 ± 0,08	76,69 ± 0,01	80,21 ± 0,08
Carbono orgánico (g/kg) ^{bs}	311,25 ± 15,91	349,19 ± 0,62	336,82 ± 1,49	354,82 ± 2,03
NTK (g/kg) ^{bs}	27,94	27,61	31,26	32,33
Relación C/N	11,14	12,65	10,77	10,98
pH	5,65 ± 0,00	5,02 ± 0,03	5,69 ± 0,04	5,08 ± 0,01
PMB (L CH ₄ /g SV)	0,26 ± 0,02	0,29 ± 0,01	0,25 ± 0,01	0,29 ± 0,01

^{bs} base seca

4.6. Análisis estadístico de la producción de metano

4.6.1. Análisis estadístico de la producción de metano en las mezclas de LP:RA.

En la Figura 22, se presenta el gráfico de cajas (box-plot) de la producción de metano para las mezclas de LP:RA. Se observa que existen diferencias en la producción de metano para los tratamientos (distintas proporciones de mezclas de

lodo primario y residuos de alimentos), puesto que las cajas no se solapan. Además en la figura se observa baja dispersión de los datos de producción de metano para cada mezcla.

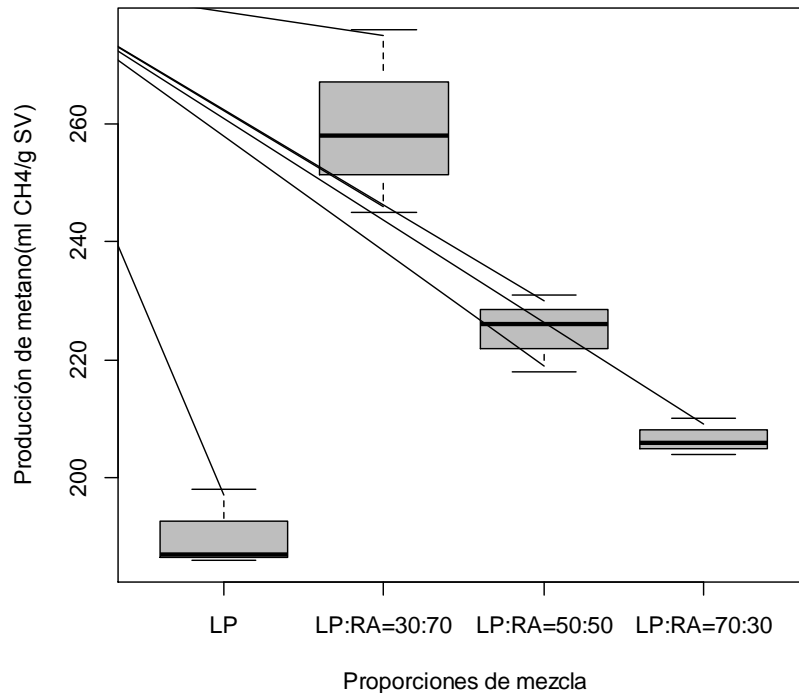


Figura 22. Box-plot de la producción de metano para las mezclas de LP:RA.

Los resultados del análisis de varianza para la producción de metano de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11. Resultados del ANOVA para la producción de metano de las mezclas de LP:RA.

Fuentes de variabilidad	SS (Suma de cuadrados)	H ₀ (Hipótesis nula)	H _a (Hipótesis alterna)	Valor-p
Factor: Proporción de mezcla	7.966,9	No hay diferencia significativa entre las producciones de metano de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos.	Hay diferencia significativa entre las producciones de metano de al menos un par mezclas de lodo primario y residuos de alimentos.	9,014* 10 ⁻⁵
Error	678,0			

La Tabla 11, resultados de la ANOVA, presenta las fuentes de variabilidad de la producción de metano; se tienen dos fuentes de variabilidad, el *factor* (proporción de mezcla) y el *error* (factores no controlables en el desarrollo del ensayo de potencial de biometanización).

SS del factor (suma de cuadrados del factor), hace referencia a la variabilidad de la producción de metano entre los tratamientos (distintas proporciones de mezclas de los sustratos) y SS del error hace referencia a la variabilidad de la producción de metano dentro de los tratamientos.

El valor-p permite rechazar o no la hipótesis nula, si el valor-p < nivel de significancia (0,05) se rechaza la hipótesis nula.

Conclusión ANOVA: Se rechaza H_0 porque el valor-p ($9,014 \cdot 10^{-5}$) < $\alpha(0,05)$, es decir hay diferencia significativa entre las producciones de metano de al menos un par de proporciones de mezcla de lodo primario y residuos de alimentos, por lo tanto la proporción de mezcla de estos sustratos afecta la producción de metano. Además, se observa que SSfactor es mayor que SSerror lo que indica que la variabilidad de las producciones de metano se explica más por las proporciones de mezcla (Factor) que por errores experimentales o factores de ruido (factores no controlables en el desarrollo del ensayo de potencial de biometanización).

Para conocer cuales proporciones de mezclas presentan diferencias significativas en la producción de metano, se realizó la prueba TukeyHSD, los resultados de esta prueba se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12. Resultados de la prueba TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas de LP:RA.

Comparaciones	Diferencia* (ml CH ₄ / g SV)	H ₀ (Hipótesis nula)	H _a (Hipótesis alterna)	Valor-p
(LP:RA=30:70) - LP	69,33	No hay diferencia entre las medias de las producciones de metano de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos.	Hay diferencia entre las medias de las producciones de metano de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos.	0,00
(LP:RA=50:50) - LP	34,67			0,01
(LP:RA=70:30) - LP	16,33			0,21
(LP:RA=50:50) - (LP:RA=30:70)	- 34,67			0,01
(LP:RA=70:30) - (LP:RA=30:70)	- 53,00			0,00
(LP:RA=70:30) - (LP:RA=50:50)	-18,33			0,15

*Diferencia entre las producciones de metano de las mezclas.

Al comparar las mezcla LP:RA=70:30 y el lodo primario se obtiene un valor-p = 0,21, como este valor es mayor que el nivel de significancia (0,05), no hay suficiente evidencia para rechazar H_0 , en consecuencia, no existe diferencia significativa entre las producciones de metano de la mezcla LP:RA=70:30 y el lodo primario. Tampoco hay diferencia significativa entre las mezclas LP:RA=50:50 y LP:RA=70:30 (valor-p>0,05). En todos los otros casos se rechaza H_0 porque valor-p < $\alpha(0,05)$, por lo tanto hay diferencias significativas entre las producciones de metano de las mezclas LP:RA=50:50 y LP:RA=30:70; entre las mezclas LP:RA=70:30 y LP:RA=30:70; y hay diferencia significativa entre la producción de metano de la mezcla LP:RA=30:70 y el lodo primario, y entre la mezcla LP:RA=50:50 y el lodo primario. Que existan diferencias significativas entre la producción de metano del lodo primario y dos de las mezclas de lodo primario con residuos de alimentos (LP:RA=30:70, LP:RA=50:50) refleja que la adición de los residuos de alimentos mejoró la producción de metano del lodo primario.

En la Figura 23 se ilustran los resultados de la prueba TukeyHSD, se observa que las únicas diferencias de medias de las producciones de metano de las mezclas que contienen el cero son las correspondientes a la comparación de las mezclas LP:RA=50:50 y LP:RA=70:30, y cuando se compara la mezcla LP:RA=70:30 y el lodo primario, por lo tanto, entre estas proporciones de mezcla no hay diferencia en las producciones de metano, como se había expuesto anteriormente.

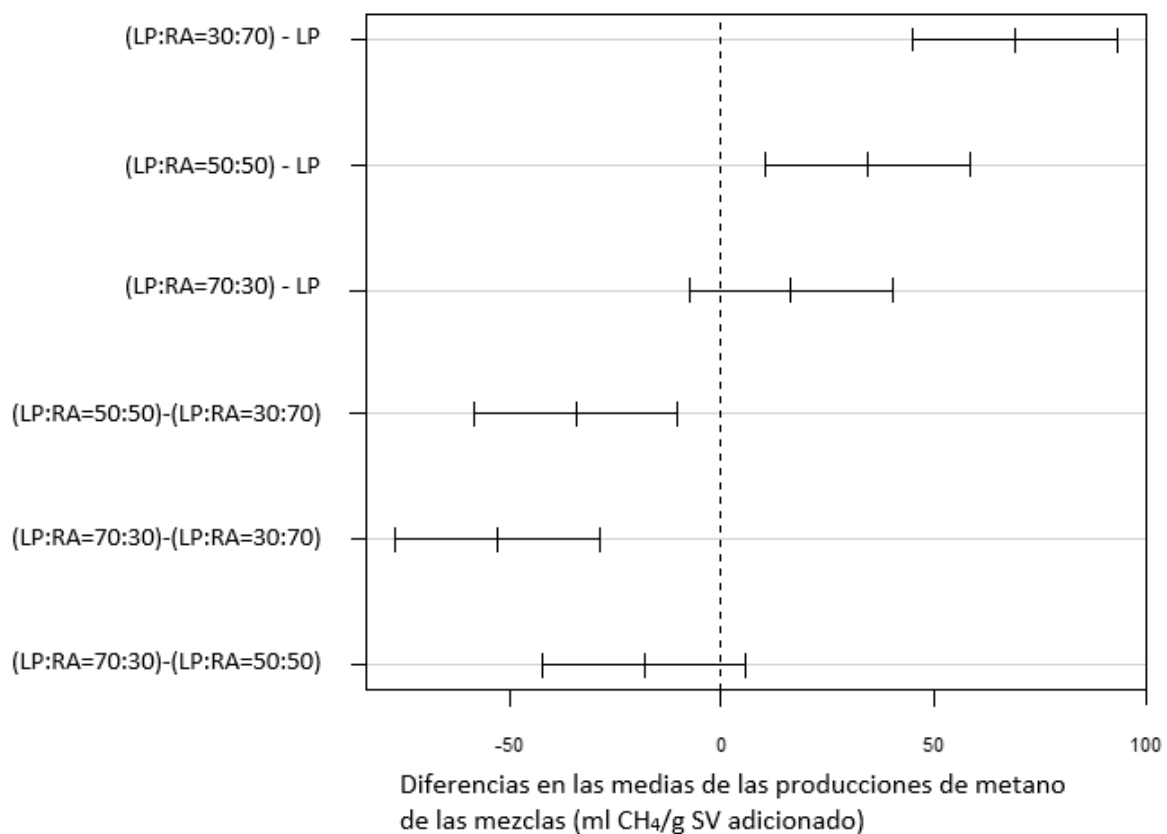


Figura 23. Diferencias en las medias de metano de las mezclas LP:RA

4.6.2. Análisis estadístico de la producción de metano en las mezclas de (LP+LSE):RA

En la Figura 24, se presenta el gráfico de cajas (box-plot) de la producción de metano para las mezclas de (LP+LSE):RA. Se puede ver que hay diferencias en la producción de metano para los tratamientos (distintas proporciones de mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos), puesto que las cajas no se solapan. Además en la figura se observa baja dispersión de los datos de producción de metano para cada mezcla.

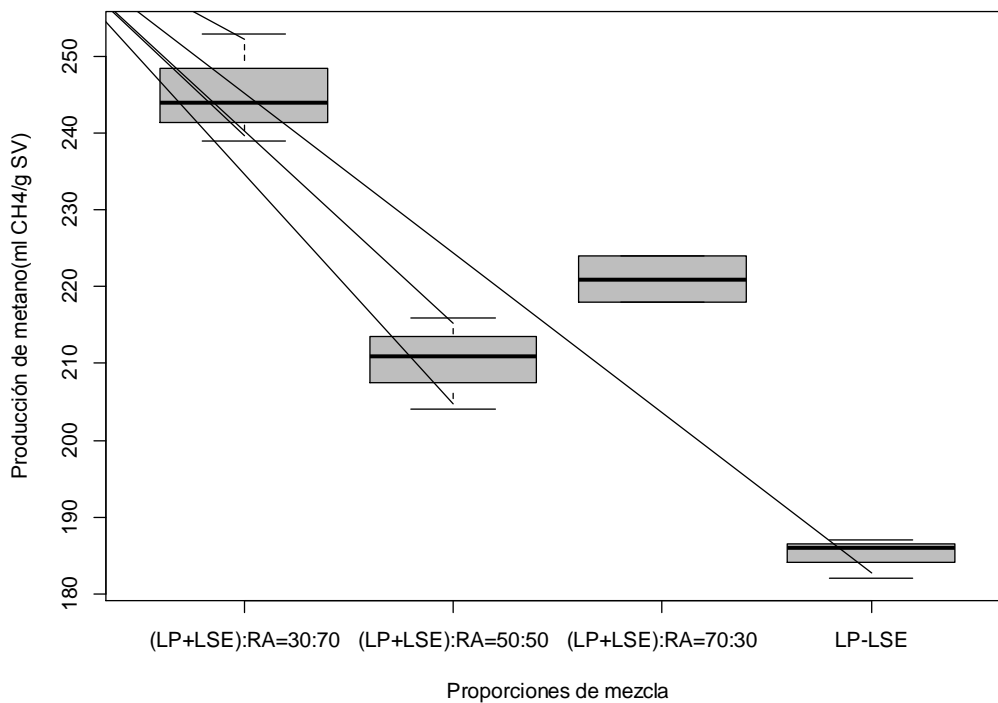


Figura 24. Box-plot de la producción de metano para las mezclas de (LP+LSE):RA

Los resultados del análisis de varianza para la producción de metano de las mezclas (LP+LSE):RA se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13. Resultados del ANOVA para la producción de metano de las mezclas (LP+LSE):RA

Fuentes de variabilidad	SS (Suma de cuadrados)	H ₀ (Hipótesis nula)	Ha (Hipótesis alterna)	Valor-p
Factor: Proporción de mezcla	5.597,6	No hay diferencia significativa entre las producciones de metano de las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos	Hay diferencia significativa entre las producciones de metano de al menos un par de mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos	1,91*10 ⁻⁵
Errores	205,3			

Conclusión ANOVA: Se rechaza H₀ porque el valor-p ($1,91 \cdot 10^{-5}$) < $\alpha(0,05)$, por lo tanto, hay diferencia significativa entre las producciones de metano de al menos un par de proporciones de mezcla de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos, esto indica que la proporción de mezcla de estos sustratos afecta la producción de metano.

Además, SS_{factor} es mayor que SS_{error} lo que indica que la variabilidad de las producciones de metano se explica más por las proporciones de mezcla (Factor) que por errores experimentales o factores de ruido (factores no controlables en el desarrollo de los ensayos de potencial de biometanización).

Para identificar las proporciones de mezclas que tienen diferencias significativas en la producción de metano, se realizó la prueba TukeyHSD, los resultados obtenidos con esta prueba se presentan en la Tabla 14. En la tabla se observa que al comparar las mezclas (LP+LSE):RA=70:30 - (LP+LSE):RA=50:50, se obtiene un valor-p = 0,22, como este valor es mayor que el nivel de significancia (0,05), no hay suficiente evidencia para rechazar H₀, en consecuencia, no existe diferencia significativa entre las producciones de metano de las mezclas (LP+LSE):RA=70:30 y (LP+LSE):RA=50:50. En todos los otros casos se rechaza H₀ porque valor-p < $\alpha(0,05)$, por lo tanto hay diferencias significativas entre las producciones de metano de las mezclas (LP+LSE):RA=50:50 y (LP+LSE):RA=30:70; entre las mezclas (LP+LSE):RA=70:30 y (LP+LSE):RA=30:70; y hay diferencia significativa entre cada una de las mezclas de (LP+LSE):RA y la mezcla lodo primario-lodo secundario espesado. Que existan diferencias significativas entre la producción de metano de las mezclas de (LP+LSE):RA y la mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado refleja que la adición de los residuos de alimentos mejoró la producción de metano de la mezcla lodo primario-lodo secundario espesado.

Tabla 14. Resultados de la prueba TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas (LP+LSE):RA.

Comparaciones	Diferencia* (ml CH ₄ / g SV)	H ₀ (hipótesis nula)	Ha (hipótesis alterna)	valor p
(LP+LSE):RA=50:50 - (LP+LSE):RA=30:70	- 35,00	No hay diferencia entre las medias de las producciones de metano de las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos	Hay diferencia entre las medias de las producciones de metano de las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos	0,00
(LP+LSE):RA=70:30 - (LP+LSE):RA=30:70	- 24,33			0,01
(LP-LSE) - (LP+LSE):RA=30:70	- 60,33			0,00
(LP+LSE):RA=70:30 - (LP+LSE):RA= 50:50	10,67			0,22
(LP-LSE) - (LP+LSE):RA=50:50	- 25,33			0,00
(LP-LSE) - (LP+LSE):RA=70:30	- 36,00			0,00

*Diferencia entre las producciones de metano de las mezclas.

En la Figura 25 se ilustran los resultados de la prueba TukeyHSD, se observa que la única diferencia de medias de las producciones de metano de las mezclas que contiene el cero es la correspondiente a la comparación de las mezclas (LP+LSE):RA=70:30 y (LP+LSE):RA=50:50, por lo que no existe diferencia significativa entre estas mezclas, como se había expuesto anteriormente.

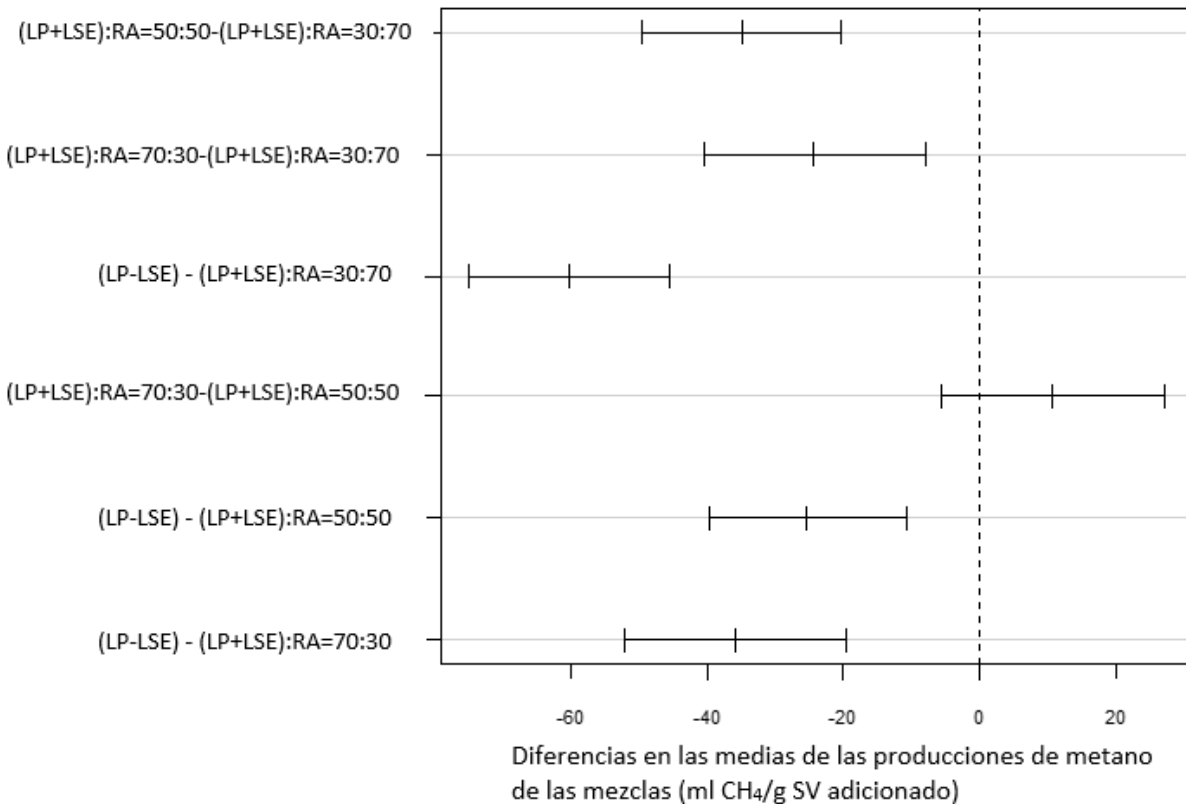


Figura 25. Diferencias en las medias de metano de las mezclas (LP+LSE):RA.

4.6.3. Comparación de las producciones de metano de las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA

Se realizó la prueba de TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA, los resultados se presentan en la Tabla 15 (solo se presentan las comparaciones que son de interés en este caso: LP:RA=70:30-(LP+LSE):RA=70:30, LP:RA=50:50-(LP+LSE):RA=50:50 y LP:RA=30:70-(LP+LSE):RA=30:70).

Tabla 15. Resultados de la prueba TukeyHSD para la producción de metano de las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA.

Comparaciones	Diferencia (ml CH ₄ / g SV)	H ₀	Ha	valor p
LP:RA=70:30-(LP+LSE):RA=70:30	- 14,33	No hay diferencia entre las medias de las producciones de metano de las mezclas	Hay diferencia entre las medias de las producciones de metano de las mezclas	0,47
LP:RA=50:50-(LP+LSE):RA=50:50	14,66			0,34
LP:RA=30:70-(LP+LSE):RA=30:70	14,33			0,36

*Diferencia entre las producciones de metano de las mezclas.

En todas las comparaciones valor-p > $\alpha(0,05)$, por lo tanto no hay suficiente evidencia para rechazar H₀, en consecuencia, no existe diferencia significativa entre las producciones de metano de las mezclas comparadas. Esto significa que no hay diferencia significativa entre las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA, lo cual puede deberse a que la mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado estaba formada en su mayor proporción por lodo primario (60%).

5. CONCLUSIONES

- La Co-digestión de las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos presentaron mayor producción de metano (LP:RA=30:70, 0,26 L CH₄/g SV; LP:RA=50:50, 0,23 L CH₄/g SV) que la obtenida en la mono-digestión del lodo primario (0,19 L CH₄/g SV), excepto la mezcla LP:RA=70:30 (0,21 L CH₄/g SV), con la cual se obtuvo una producción de metano que no fue significativamente diferente a la producción de metano. Así mismo, las mezclas de lodo primario y lodo secundario con residuos de alimentos exhibieron mayor producción de metano ((LP+LSE):RA=30:70, 0,25 L CH₄/g SV; (LP+LSE):RA=50:50, 0,21L CH₄/g SV; (LP+LSE):RA=70:30, 0,22 L CH₄/g SV) que la mezcla de lodo primario con lodo secundario espesado (LP-LSE, 0,18 L CH₄/g SV), lo que demuestra la efectividad del proceso de co-digestión de estos sustratos.
- El potencial de biometanización de las co-digestiones de los lodos de aguas residuales y residuos de alimentos aumentó en función de la cantidad de residuos de alimentos adicionado a las mezclas, como consecuencia del incremento de la carga orgánica y de la relación C/N. Solo entre las mezcla (LP-LSE):RA=70:30 y (LP-LSE):RA=50:50 no se evidenció un aumento de la producción de metano, sino que las producciones de metano fueron significativamente iguales.

Aumento del contenido de RA ↑	Mezcla	SV (g/kg)	C/N	PMB (L CH ₄ /g SV)	↑ Aumento de la producción de metano
	LP:RA=30:70	60,83	11,14	0,26	
	LP:RA=50:50	40,72	9,69	0,23	
	LP:RA=70:30	38,69	9,35	0,21	

Aumento del contenido de RA ↑	Mezcla	SV (g/kg)	C/N	PMB (L CH ₄ /g SV)	↑ Aumento de la producción de metano
	(LP+LSE):RA=30:70	74,05	10,77	0,25	
	(LP+LSE):RA=70:30	35,41	7,34	0,22	

- Para las mezclas analizadas en la co-digestión del lodo primario y residuos de alimentos, la proporción de mezcla óptima es la LP:RA=30:70, con la cual se obtiene la mayor relación C/N, el mayor potencial de biometanización y mejor remoción de sólidos volátiles.
- Para las proporciones de mezclas analizadas en la co-digestión del lodo primario, lodo secundario espesado y residuos de alimentos, la proporción de mezcla óptima es la (LP+LSE):RA=30:70, ya que con esta mezcla se alcanzó el

mayor potencial de biometanización, como resultado del mayor contenido de materia orgánica y mayor relación C/N de esta mezcla.

- La adición de residuos de alimentos a los lodos de aguas residuales primarios y a la mezcla de lodo primario y lodo secundario, propició un aumento en las concentraciones máximas de metano presentes en el biogás, mejorando la calidad de éste, lo que podría favorecer su uso posterior.
- La mayor tasa de producción de metano en las mezclas de lodo primario y residuos de alimentos se presentó para la mezcla LP:RA=30:70 (0,038 L CH₄/g SV) lo que refleja que la adición de los residuos de alimentos al lodo primario, permitió alcanzar tasas más altas de producción de metano. En cuanto a las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos, aunque no se obtuvo la mayor tasa de producción de metano con la mezcla (LP+LSE):RA=30:70, esta mezcla durante los primeros dos días de digestión se degradó mucho más rápido que el resto de las mezclas, debido a la mayor cantidad de residuos de alimentos que tenía, lo cuales son de fácil degradación.
- No hubo diferencia significativa entre las producciones de metano de las mezclas LP:RA y las mezclas (LP+LSE):RA, esto probablemente ocurrió debido a que la mezcla de lodo primario-lodo secundario espesado estaba formada en su mayor proporción por lodo primario (60%).
- El inóculo (lodo digerido) utilizado en los ensayos de potencial de biometanización, tiene una alta capacidad buffer, por presentar una elevada alcalinidad parcial (3.501 mg CaCO₃/L); por lo tanto, confirió alcalinidad a las mezclas de lodos de aguas residuales con residuos de alimentos, las cuales presentaron bajas concentraciones de alcalinidad total y pH, permitiendo así un adecuado desempeño del proceso de co-digestión.
- Después de la co-digestión las concentraciones de sólidos volátiles y carbono orgánico disminuyeron en las mezclas óptimas (LP:RA=30:70, LP-LSE:RA=30:70), debido a que la materia orgánica en la digestión es transformada en metano y dióxido de carbono. Mientras que las concentraciones de nitrógeno y fósforo no variaron, ya que estos macronutrientes en el proceso de digestión anaerobia solo se utilizan para síntesis de biomasa, y se conservan en el biosólido.
- Investigaciones como ésta, en la que se analizaron las proporciones en que se deben mezclar los lodos de aguas residuales y los residuos de alimentos, son relevantes para la implementación de la co-digestión a nivel industrial, porque los resultados obtenidos se pueden tomar como referencia para la implementación del proceso a escala industrial. Los resultados obtenidos

confirman la pertinencia del proceso de co-digestión para la optimización de la digestión de los lodos de aguas residuales mediante la adición de residuos de alimentos, ya sea en digestores que digieren lodo primario (plantas pequeñas que cuenten solo con tratamiento primario del agua residual) o en los digestores que digieren tanto lodos primarios como secundarios. El biogás obtenido en el proceso podría ser aprovechado para compensar la demanda de energía eléctrica y calor de las plantas, disminuyendo costos de operación y a la vez favoreciendo la protección del ambiente al usar la energía renovable derivada del biogás vía combustión generando energía mecánica y térmica y evitando la emisión de metano (gas de efecto invernadero) a la atmósfera

6. RECOMENDACIONES

- Dada la influencia que tuvo el inóculo en la determinación de los potenciales de biometanización de la mono-digestión de los residuos de alimentos, y en las mezclas de lodo primario, lodo secundario y residuos de alimentos, se sugiere que en próximas investigaciones se aclimate el inóculo a la mezcla lodo primario + lodo secundario + residuos de alimentos, de esta forma se podrá evaluar el comportamiento de la digestión bajo estas condiciones.
- Los ensayos de potencial de biometanización en esta investigación se realizaron con agitación manual, dos veces al día, se sugiere para próximos ensayos evaluar el efecto de una mezcla continua en la producción de metano de la co-digestión de los sustratos, teniendo en cuenta que las condiciones de mezcla constituyen un factor importante en el desempeño de la digestión anaerobia.
- Se sugiere en estudios posteriores, usar los resultados de los ensayos batch del potencial de biometanización de esta investigación, para la puesta en marcha de un reactor a escala piloto que permita trabajar con mayores cantidades de los sustratos y que cuente con sistema de agitación, para evaluar la producción de metano bajo estas nuevas condiciones, lo que permitirá escalar más fácilmente a un sistema a nivel industrial.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] L. D. Nghiem, T. T. Nguyen, P. Manassa, S. K. Fitzgerald, M. Dawson, and S. Vierboom, "Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol for on-demand biogas production," *Int. Biodeterior. Biodegradation*, vol. 95, Part A, no. 0, pp. 160–166, Nov. 2014.
- [2] P. V. Rao and S. S. Baral, "Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge," *Chem. Eng. J.*, vol. 172, no. 2–3, pp. 977–986, Aug. 2011.
- [3] C. Arnaiz, J. C. Gutierrez, and J. Lebrato, "Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges," *Bioresour. Technol.*, vol. 97, no. 10, pp. 1179–1184, Jul. 2006.
- [4] D. P. Nathan, W. T. Ronald, and S. H. Steve, "Comparison of methane production by co-digesting fruit and vegetable waste with first stage and second stage anaerobic digester sludge from a two stage digester," *Water Sci. Technol.*, vol. 65, no. 7, pp. 1252–7, 2012.
- [5] L. Rodríguez and C. Ramos, "Disposición Final de Residuos Sólidos en Colombia 2013." Superintendencia de Servicios Públicos Domiciliarios, Bogotá, Colombia, 2013.
- [6] E. Iacovidou, D.-G. Ohandja, and N. Voulvoulis, "Food waste co-digestion with sewage sludge – Realising its potential in the UK," *J. Environ. Manage.*, vol. 112, no. 0, pp. 267–274, Dec. 2012.
- [7] S. De Meester, J. Demeyer, F. Velghe, A. Peene, H. Van Langenhove, and J. Dewulf, "The environmental sustainability of anaerobic digestion as a biomass valorization technology," *Bioresour. Technol.*, vol. 121, no. 0, pp. 396–403, Oct. 2012.
- [8] P. V. Rao, S. S. Baral, R. Dey, and S. Mutnuri, "Biogas generation potential by anaerobic digestion for sustainable energy development in India," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 14, no. 7, pp. 2086–2094, Sep. 2010.
- [9] P. Champagne, "Chapter 9 - Biomass," T. M. L. B. T.-F. Energy, Ed. Oxford: Elsevier, 2008, pp. 151–170.
- [10] M. L. Albertson, A. Pruden, and R. T. Oliver, "Enhanced anaerobic digestion of biomass waste for optimized production of renewable energy and solids for compost," *Int. Congr. Ser.*, vol. 1293, no. 0, pp. 221–229, Jul. 2006.
- [11] L. Appels, J. Lauwers, J. Degreève, L. Helsen, B. Lievens, K. Willems, J. Van Impe, and R. Dewil, "Anaerobic digestion in global bio-energy production:

- Potential and research challenges,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 15, no. 9, pp. 4295–4301, Dec. 2011.
- [12] M. M. Maghanaki, B. Ghobadian, G. Najafi, and R. J. Galogah, “Potential of biogas production in Iran,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 28, pp. 702–714, Dec. 2013.
- [13] P. Zhang, G. Zeng, G. Zhang, Y. Li, B. Zhang, and M. Fang, “Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process,” *Fuel Process. Technol.*, vol. 89, pp. 485–489, 2008.
- [14] Y. Li, S. Y. Park, and J. Zhu, “Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 15, no. 1, pp. 821–826, Jan. 2011.
- [15] A. Khalid, M. Arshad, M. Anjum, T. Mahmood, and L. Dawson, “The anaerobic digestion of solid organic waste,” *Waste Manag.*, vol. 31, no. 8, pp. 1737–1744, Aug. 2011.
- [16] P. Weiland, “Biogas production: current state and perspectives,” *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 85, no. 4, pp. 849–860, 2010.
- [17] A. J. Ward, P. J. Hobbs, P. J. Holliman, and D. L. Jones, “Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources,” *Bioresour. Technol.*, vol. 99, no. 17, pp. 7928–7940, Nov. 2008.
- [18] J. Mata-Alvarez, J. Dosta, M. S. Romero-Güiza, X. Fonoll, M. Peces, and S. Astals, “A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 36, no. 0, pp. 412–427, Aug. 2014.
- [19] S. Borowski and P. Kubacki, “Co-digestion of pig slaughterhouse waste with sewage sludge,” *Waste Manag.*, vol. 40, pp. 119–126, Jun. 2015.
- [20] J. Kim and C.-M. Kang, “Increased anaerobic production of methane by co-digestion of sludge with microalgal biomass and food waste leachate,” *Bioresour. Technol.*, vol. 189, no. 0, pp. 409–412, Aug. 2015.
- [21] A. Cesaro, V. Naddeo, V. Amodio, and V. Belgiorno, “Enhanced biogas production from anaerobic codigestion of solid waste by sonolysis,” *Ultrason. Sonochem.*, vol. 19, no. 3, pp. 596–600, May 2012.
- [22] X. Gómez, M. J. Cuetos, J. Cara, A. Morán, and A. I. García, “Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal

- solid wastes: Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate,” *Renew. Energy*, vol. 31, no. 12, pp. 2017–2024, Oct. 2006.
- [23] T. Bond, C. J. Brouckaert, K. M. Foxon, and C. A. Buckley, “A critical review of experimental and predicted methane generation from anaerobic codigestion.,” *Water Sci. Technol.*, vol. 65, no. 1, pp. 183–189, Jan. 2012.
- [24] J. Lin, J. Zuo, L. Gan, P. Li, F. Liu, K. Wang, L. Chen, and H. Gan, “Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China,” *J. Environ. Sci.*, vol. 23, no. 8, pp. 1403–1408, Aug. 2011.
- [25] C. Mao, Y. Feng, X. Wang, and G. Ren, “Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 45, pp. 540–555, May 2015.
- [26] I. Angelidaki, M. Alves, D. Bolzonella, L. Borzacconi, J. L. Campos, A. J. Guwy, S. Kalyuzhnyi, P. Jenicek, and J. B. van Lier, “Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays.,” *Water Sci. Technol.*, vol. 59, no. 5, pp. 927–934, Mar. 2009.
- [27] C. Sawatdeenarunat, K. C. Surendra, D. Takara, H. Oechsner, and S. K. Khanal, “Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities,” *Bioresour. Technol.*, vol. 178, pp. 178–186, Feb. 2015.
- [28] A. T. W. M. Hendriks and G. Zeeman, “Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass,” *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 1, pp. 10–18, Jan. 2009.
- [29] P. Sosnowski, A. Wieczorek, and S. Ledakowicz, “Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes,” *Adv. Environ. Res.*, vol. 7, no. 3, pp. 609–616, May 2003.
- [30] W. R. M. Leite, M. Gottardo, P. Pavan, P. Belli Filho, and D. Bolzonella, “Performance and energy aspects of single and two phase thermophilic anaerobic digestion of waste activated sludge,” *Renew. Energy*, vol. 86, pp. 1324–1331, Feb. 2016.
- [31] G. Esposito, L. Frunzo, A. Giordano, F. Liotta, A. Panico, and F. Pirozzi, “Anaerobic co-digestion of organic wastes,” *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology*, vol. 11, no. 4, pp. 325–341, 2012.
- [32] X. Chen, W. Yan, K. Sheng, and M. Sanati, “Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste,” *Bioresour. Technol.*, vol. 154, pp. 215–221, Feb. 2014.

- [33] M. Lesteur, V. Bellon-Maurel, C. Gonzalez, E. Latrille, J. M. Roger, G. Junqua, and J. P. Steyer, "Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review," *Process Biochem.*, vol. 45, no. 4, pp. 431–440, Apr. 2010.
- [34] Y. Zhang and C. J. Banks, "Impact of different particle size distributions on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste," *Waste Manag.*, vol. 33, no. 2, pp. 297–307, Feb. 2013.
- [35] M. R. Haider, Zeshan, S. Yousaf, R. N. Malik, and C. Visvanathan, "Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ratio on biogas production," *Bioresour. Technol.*, vol. 190, pp. 451–457, Aug. 2015.
- [36] F. Raposo, M. A. De la Rubia, V. Fernández-Cegrí, and R. Borja, "Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 16, no. 1, pp. 861–877, Jan. 2012.
- [37] E. Elbeshbishy, G. Nakhla, and H. Hafez, "Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source," *Bioresour. Technol.*, vol. 110, pp. 18–25, Apr. 2012.
- [38] V. Moset, N. Al-zohairi, and H. B. Møller, "The impact of inoculum source, inoculum to substrate ratio and sample preservation on methane potential from different substrates," *Biomass and Bioenergy*, vol. 83, pp. 474–482, Dec. 2015.
- [39] S. Strömberg, M. Nistor, and J. Liu, "Towards eliminating systematic errors caused by the experimental conditions in Biochemical Methane Potential (BMP) tests," *Waste Manag.*, vol. 34, no. 11, pp. 1939–1948, Nov. 2014.
- [40] G. Lyberatos and P. C. Pullammanappallil, "Anaerobic Digestion in Suspended Growth Bioreactors BT - Environmental Biotechnology," K. L. Wang, V. Ivanov, and J.-H. Tay, Eds. Totowa, NJ: Humana Press, 2010, pp. 395–438.
- [41] C. Cavinato, F. Fatone, D. Bolzonella, and P. Pavan, "Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops: Comparison of pilot and full scale experiences," *Bioresour. Technol.*, vol. 101, no. 2, pp. 545–550, Jan. 2010.
- [42] S. Ghanimeh, M. El Fadel, and P. Saikaly, "Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste," *Bioresour. Technol.*, vol. 117, no. 0, pp. 63–71, Aug. 2012.

- [43] P. G. Stroot, K. D. McMahon, R. I. Mackie, and L. Raskin, "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions—I. digester performance," *Water Res.*, vol. 35, no. 7, pp. 1804–1816, May 2001.
- [44] R. Le Hyaric, C. Chardin, H. Benbelkacem, J. Bollon, R. Bayard, R. Escudié, and P. Buffière, "Influence of substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 2, pp. 822–827, Jan. 2011.
- [45] H. Bouallagui, R. Ben Cheikh, L. Marouani, and M. Hamdi, "Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester," *Bioresour. Technol.*, vol. 86, no. 1, pp. 85–89, Jan. 2003.
- [46] J.-J. Lay, Y.-Y. Li, and T. Noike, "Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion," *Water Res.*, vol. 31, no. 6, pp. 1518–1524, Jun. 1997.
- [47] M. Díaz, S. Espitia, and F. Molina, *Digestión anaerobia, una aproximación a la tecnología*. Bogotá, Colombia: Unibiblos, 2002.
- [48] K. Karimiri, *Lignocellulose-Based Bioproducts*. 2015.
- [49] J. Mata-Alvarez, S. Macé, and P. Llabrés, "Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives," *Bioresour. Technol.*, vol. 74, no. 1, pp. 3–16, Aug. 2000.
- [50] S. E. Arango Osorno, "Evaluación del efecto de la temperatura y la relación de biomasa en la producción de biogás mediante codigestión anaerobia de residuos ganaderos y vástago de plátano," Universidad de Antioquia, 2011.
- [51] D. Kondusamy and A. S. Kalamdhad, "Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review," *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 2, no. 3, pp. 1821–1830, Sep. 2014.
- [52] G. Silvestre, A. Bonmatí, and B. Fernández, "Optimisation of sewage sludge anaerobic digestion through co-digestion with OFMSW: Effect of collection system and particle size," *Waste Manag.*, vol. 43, pp. 137–143, Sep. 2015.
- [53] B. Ruffino, G. Campo, G. Genon, E. Lorenzi, D. Novarino, G. Scibilia, and M. Zanetti, "Improvement of anaerobic digestion of sewage sludge in a wastewater treatment plant by means of mechanical and thermal pre-treatments: Performance, energy and economical assessment," *Bioresour. Technol.*, vol. 175, pp. 298–308, Jan. 2015.

- [54] A. Serrano, J. A. Siles, M. C. Gutiérrez, and M. Á. Martín, "Improvement of the biomethanization of sewage sludge by thermal pre-treatment and co-digestion with strawberry extrudate," *J. Clean. Prod.*, vol. 90, pp. 25–33, Mar. 2015.
- [55] S. Pilli, P. Bhunia, S. Yan, R. J. LeBlanc, R. D. Tyagi, and R. Y. Surampalli, "Ultrasonic pretreatment of sludge: A review," *Ultrason. Sonochem.*, vol. 18, no. 1, pp. 1–18, Jan. 2011.
- [56] G. Quiroga, L. Castrillón, Y. Fernández-Nava, E. Marañón, L. Negral, J. Rodríguez-Iglesias, and P. Ormaechea, "Effect of ultrasound pre-treatment in the anaerobic co-digestion of cattle manure with food waste and sludge," *Bioresour. Technol.*, vol. 154, pp. 74–79, Feb. 2014.
- [57] V. K. Tyagi and S.-L. Lo, "Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery?," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 25, pp. 708–728, Sep. 2013.
- [58] A. Mottet, E. François, E. Latrille, J. P. Steyer, S. Déléris, F. Vedrenne, and H. Carrère, "Estimating anaerobic biodegradability indicators for waste activated sludge," *Chem. Eng. J.*, vol. 160, no. 2, pp. 488–496, Jun. 2010.
- [59] V. Cabbai, M. Ballico, E. Aneggi, and D. Goi, "BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge," *Waste Manag.*, vol. 33, no. 7, pp. 1626–1632, Jul. 2013.
- [60] H.-W. Kim, J.-Y. Nam, and H.-S. Shin, "A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system," *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 15, pp. 7272–7279, Aug. 2011.
- [61] G. Tchobanoglous and F. Barton, *Ingeniería de Aguas Residuales Tratamiento, vertido y reutilización*, Tercera. New York, 1995.
- [62] C. Zhang, H. Su, J. Baeyens, and T. Tan, "Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 38, pp. 383–392, Oct. 2014.
- [63] Z. Yong, Y. Dong, X. Zhang, and T. Tan, "Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production," *Renew. Energy*, vol. 78, pp. 527–530, Jun. 2015.
- [64] R. Zhang, H. M. El-Mashad, K. Hartman, F. Wang, G. Liu, C. Choate, and P. Gamble, "Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion," *Bioresour. Technol.*, vol. 98, no. 4, pp. 929–935, Mar. 2007.

- [65] E. Tampio, S. Ervasti, and J. Rintala, "Characteristics and agronomic usability of digestates from laboratory digesters treating food waste and autoclaved food waste," *J. Clean. Prod.*, vol. 94, pp. 86–92, May 2015.
- [66] H. Fisgativa, A. Tremier, and P. Dabert, "Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion," *Waste Manag.*, vol. 50, pp. 264–274, Apr. 2016.
- [67] F. Di Maria, A. Sordi, G. Cirulli, and C. Micale, "Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time," *Appl. Energy*, vol. 150, pp. 9–14, Jul. 2015.
- [68] C. Gou, Z. Yang, J. Huang, H. Wang, H. Xu, and L. Wang, "Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste," *Chemosphere*, vol. 105, pp. 146–151, Jun. 2014.
- [69] Y. Chen, J. J. Cheng, and K. S. Creamer, "Inhibition of anaerobic digestion process: A review," *Bioresour. Technol.*, vol. 99, no. 10, pp. 4044–4064, Jul. 2008.
- [70] K. Koch, M. Plabst, A. Schmidt, B. Helmreich, and J. E. Drewes, "Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences," *Waste Manag.*, 2015.
- [71] G. D. Zupančič, N. Uranjek-Ževart, and M. Roš, "Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge," *Biomass and Bioenergy*, vol. 32, no. 2, pp. 162–167, 2008.
- [72] D. Bolzonella, P. Battistoni, C. Susini, and F. Cecchi, "Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy)," *Water Sci. Technol.*, vol. 53, no. 8, pp. 203–211, 2006.
- [73] D. Hidalgo and J. M. Martín-Marroquín, "Biochemical methane potential of livestock and agri-food waste streams in the Castilla y León Region (Spain)," *Food Res. Int.*, vol. 73, pp. 226–233, Jul. 2015.
- [74] K. Koch, Y. Bajón Fernández, and J. E. Drewes, "Influence of headspace flushing on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests," *Bioresour. Technol.*, vol. 186, pp. 173–178, Jun. 2015.
- [75] M. von Sperling and C. A. de L. Chernicharo, *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. London, UK: IWA Publishing, 2005.

- [76] S. Ponsá, T. Gea, and A. Sánchez, "Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates," *Biosyst. Eng.*, vol. 108, no. 4, pp. 352–360, Apr. 2011.
- [77] APHA, *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.*, 22nd ed. New York: American Public Health Association, 2012.
- [78] "Instituto Colombiano de Normas Técnicas NTC 5167. Productos para la industria agrícola. Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo," Bogotá, Colombia, 2004.
- [79] S. C. L. Jenkins S.R., Morgan J.M., "Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration," *Water Pollut. Control Fed.*, vol. 55, pp. 448–453, 1983.
- [80] C. J. C. Ripley L.E., Boyle W.C., "Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes," *Water Pollut. Control Fed.*, vol. 58, pp. 406–411, 1986.
- [81] X. Liu, R. Li, M. Ji, and L. Han, "Hydrogen and methane production by co-digestion of waste activated sludge and food waste in the two-stage fermentation process: Substrate conversion and energy yield," *Bioresour. Technol.*, vol. 146, pp. 317–323, Oct. 2013.
- [82] Z. Siddiqui, N. J. Horan, and K. Anaman, "Optimisation of C:N Ratio for Co-Digested Processed Industrial FoodWaste and Sewage Sludge Using the BMP Test," *Int. J. Chem. React. Eng.*, vol. 9, 2011.
- [83] C. Ratanatamskul, O. Wattanayommanaporn, and K. Yamamoto, "An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building," *Int. Biodeterior. Biodegradation*, vol. 102, pp. 143–148, Aug. 2015.
- [84] X. Dai, N. Duan, B. Dong, and L. Dai, "High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance," *Waste Manag.*, vol. 33, no. 2, pp. 308–316, Feb. 2013.
- [85] M. Kawai, N. Nagao, N. Tajima, C. Niwa, T. Matsuyama, and T. Toda, "The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield," *Bioresour. Technol.*, vol. 157, pp. 174–180, Apr. 2014.
- [86] J. Zhang, C. Lv, J. Tong, J. Liu, J. Liu, D. Yu, Y. Wang, M. Chen, and Y. Wei, "Optimization and microbial community analysis of anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge based on microwave pretreatment," *Bioresour. Technol.*, vol. 200, pp. 253–261, Jan. 2016.

- [87] T. McDonald, G. Achari, and A. Abiola, "Feasibility of increased biogas production from the co-digestion of agricultural, municipal, and agro-industrial wastes in rural communities," *J. Environ. Eng. Sci.*, vol. 7, pp. 263–273, 2008.
- [88] P. Sosnowski, A. Klepacz-Smolka, K. Kaczorek, and S. Ledakowicz, "Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes," *Bioresour. Technol.*, vol. 99, no. 13, pp. 5731–5737, Sep. 2008.
- [89] G. Zupančič and V. Grilc, "Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste," in *Management of Organic Waste*, S. Kumar, Ed. InTech, 2012.
- [90] G. Silvestre, "Digestión anaeróbica de lodos de aguas residuales, estudio de las sinergias y estrategias operacionales de co-digestión," Universidad Politécnica de Cataluña, 2015.
- [91] S. Jain, S. Jain, I. T. Wolf, J. Lee, and Y. W. Tong, "A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 52, pp. 142–154, Dec. 2015.
- [92] L. Habiba, B. Hassib, and H. Moktar, "Improvement of activated sludge stabilisation and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition," *Bioresour. Technol. VO - 100, no. 4*, no. 4, 2009.
- [93] S. Luostarinen, S. Luste, and M. Sillanpää, "Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant," *Bioresour. Technol.*, vol. 100, no. 1, pp. 79–85, Jan. 2009.
- [94] S. Pérez, J. Peña, M. Ling, and M. Suarez, "Planta de biometanización de residuos biodegradables," *Ing. Química*, vol. 35, no. 401, pp. 138–1147, 2003.
- [95] A. Limoli, M. Langone, and G. Andreottola, "Ammonia removal from raw manure digestate by means of a turbulent mixing stripping process," *J. Environ. Manage.*, vol. 176, pp. 1–10, Jul. 2016.

5. ANEXOS

ANEXO 1. MÉTODOS ANALÍTICOS USADOS EN LA INVESTIGACIÓN.

DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS TOTALES (ST) Y SÓLIDOS VOLÁTILES (SV)

La determinación de sólidos totales y sólidos volátiles se realiza de acuerdo con el método 2540-B y 2540-E del Standard Methods [77]:

1. Llevar la capsula de porcelana a una mufla a 550°C por 2 horas.
2. Colocar la capsula de porcelana en el desecador por 20 min para que se enfríe.
3. Pesar la capsula de porcelana en balanza analítica y registrar su peso (peso inicial). Almacenar en el desecador hasta que vaya a ser usada.
4. Agregar 25 a 50 gramos en una capsula preparada.
5. Llevar la capsula a la estufa por 24 horas a 103°C-105°C.
6. Enfriar la capsula en el desecador.
7. Pesar la capsula y registrar su peso (peso seco 103°C-105°C).
8. Llevar la capsula a la mufla 550°C por 24 horas.
9. Enfriar la capsula en el desecador.
10. Pesar la capsula en la balanza analítica y registrar su peso (peso seco 550°C).
11. Calcular los ST y SV de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$ST(g/kg) = \left(\frac{(A - B)}{C} \right) * \left(\frac{1.000 g}{1kg} \right)$$

$$SV(g / kg) = \left(\frac{(A - D)}{C} \right) * \left(\frac{1.000 g}{1kg} \right)$$

Donde:

A = Peso del residuo seco más la capsula (g).

B = Peso de la capsula (g).

C = Pesos de la muestra húmeda (g).

D = Peso del residuo quemado a 550°C más cápsula (g).

DETERMINACIÓN DE CARBONO ORGÁNICO

Principio del método: El método que se describe a continuación para la cuantificación del carbono orgánico conocido como Método Walkley Black se fundamenta en la reducción del ion dicromato y el contenido de carbono se mide por el ion dicromato no reducido. Este método se describe en la norma técnica colombiana NTC 5167 [78].

Procedimiento experimental:

1. Secar la muestra, molerla y tamizarla en un tamiz No 35 ASTM.
2. Pesar y transferir a un erlenmeyer 0,04g (o menos si es muy alto en materia orgánica).
3. Adicionar 10ml de dicromato de potasio 1N, se deja en contacto unos minutos y se agregan 20 ml de ácido sulfúrico concentrado. Agitar manualmente durante 1 minuto, dejar en reposo durante 3 horas o durante toda la noche.
4. Adicionar entre 20 y 50 ml de agua y 5ml de ácido ortofosfórico, también adicionar 5 gotas de difenilaminosulfonato de sodio (solución indicadora) antes de titular.
5. Preparar paralelamente un blanco de reactivos, siguiendo todo el protocolo excepto la adición de muestra.
6. Titular el blanco de reactivos con la solución de sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) 1N. El cambio de color observado será de un naranja típico de la solución de dicromato a un ligero verde fosforescente. Se registra el volumen (debe ser aproximadamente 20ml)
7. Titular la muestra objeto del ensayo, con la solución de sulfato ferroso heptahidratado. El cambio de color observado debe ser desde el naranja (poco o ningún contenido de carbono) hasta un ligero verde fosforescente (alto contenido de carbono).

Cálculo de la concentración de carbono orgánico:

$$\text{carbono_orgánico}(g/kg) = \left(\frac{(v_b - v_m) * N * 0,003 * 100}{W} \right) * \left(\frac{1.000 g}{1kg} \right)$$

Donde:

v_b = Volumen de solución de sulfato ferroso gastado en el blanco.

V_m = Volumen de solución de sulfato ferroso gastado en la muestra.

N = Normalidad de la solución de sulfato ferroso heptahidratado.

W = Peso de muestra en gramos.

0,003 = Peso equivalente del carbono orgánico

El método descrito anteriormente presenta dos diferencias con el método descrito en la NTC 5167, las diferencias son:

- La masa de muestra usada es 0,04g; en la NTC se expone que debe ser entre 0,1g y 0,5g. Esta modificación se realizó teniendo en cuenta que cuando se manejan muestras ricas en materia orgánica se debe tomar menos muestra para que el agente oxidante en este caso el dicromato de potasio - ácido sulfúrico alcance a oxidar toda la materia orgánica.
- En la titulación se utiliza sulfato ferroso heptahidratado; en la NTC se expone que se debe usar sulfato ferroso amónico. El sulfato ferroso heptahidratado se usa en lugar del sulfato ferroso amónico porque en este caso interesa solo el hierro presente en esta molécula, ya que éste es el que se oxida con el exceso de dicromato que se adiciona como agente oxidante inicial. Es decir, el dicromato que no se redujo al oxidar toda la materia orgánica inicial reacciona con el hierro ferroso (+2) y se produce hierro férrico (+3); En el proceso se adiciona el indicador (difenilaminosulfonato) que produce una solución verde fosforescente en el punto final que se presume sea debido al complejo formado entre ésta y el ion férrico.

DETERMINACIÓN DE ALCALINIDAD

La metodología se fundamenta en lo propuesto por Jenkins *et al.* [79] y Ripley *et al.* [80].

La alcalinidad total (AT) es la suma de dos parámetros: AP+AI, siendo AP (alcalinidad parcial) la alcalinidad debida a la presencia del bicarbonato y AI (alcalinidad intermedia) la debida a la presencia de ácidos grasos volátiles. Para diferenciar la alcalinidad total (AT) de la debida a los ácidos grasos volátiles (AI) se hace una doble valoración secuencial.

El procedimiento para determinar la AT, AP y AI es el siguiente:

1. Agregar la muestra en viales para centrifugar.
2. Centrifugar la muestra por 10 min a 5.000 rpm.
3. Filtrar el sobrenadante de la centrifugación en un papel filtro de fibra de vidrio.
4. Medir el volumen de muestra filtrada y registrar el valor (El volumen de muestra debe ser de 20 a 50 ml).
5. Medir el pH inicial de la muestra filtrada y reportar el valor.
6. Titular la muestra filtrada con H₂SO₄ 0,2 N hasta pH 5,75 para calcular la alcalinidad parcial y registrar el volumen gastado (A).
7. Titular muestra filtrada con H₂SO₄ 0,2 N hasta pH 4,3 para calcular la alcalinidad total y registrar el volumen total gastado (B) desde el pH original hasta el pH final de 4,3.
8. Realizar los cálculos de alcalinidad parcial (AP), alcalinidad intermedia (AI) y alcalinidad total (AT).

$$AP = \frac{A * N * 50.000}{V_m} \quad AT = \frac{B * N * 50.000}{V_m}$$
$$AI = AT - AP$$

Donde:

AT: alcalinidad total

AI: alcalinidad intermedia

AP: alcalinidad parcial

V_m: volumen de muestra en ml

N: normalidad del H₂SO₄ (0,2 N)

A: volumen de H₂SO₄ en ml necesarios para llegar al punto de valoración de pH 5,75

B: volumen de H₂SO₄ en ml necesarios para llegar al punto de valoración de pH 4,30

DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO

La determinación de nitrógeno se realiza de acuerdo con la nota de aplicación N° K-435-K-370-007, versión A, casa fabricante BUCHI y al método 4500C del Standard Methods [77].

Principio del método: El método Kjeldahl usado para determinar el contenido de nitrógeno en muestras orgánicas e inorgánicas, se basa en la digestión de la muestra con ácido sulfúrico concentrado a ebullición, de tal forma que el nitrógeno orgánico y amoniacal contenido en ella se convierte en sulfato de amonio. Añadiendo un exceso de solución de hidróxido de sodio, el ion amonio es liberado en forma de amoniaco, destilado y recuperado sobre una solución de ácido bórico. El amoniaco recogido es determinado con una solución valorada de ácido fuerte, en este caso se utiliza ácido sulfúrico de concentración conocida.

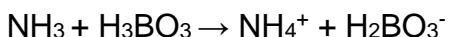
REACCIONES:

1. DIGESTIÓN

El nitrógeno orgánico se transforma en amoniaco (NH_3)

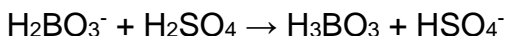


2. DESTILACIÓN



3. TITULACIÓN

El ion borato (proporcional a la cantidad de nitrógeno) es titulado con H_2SO_4



A continuación se describe el procedimiento para la determinación de nitrógeno.

DIGESTIÓN

- Medir el volumen o gramo de muestra, montar estándar y el blanco para los reactivos.
- Transferir la muestra al tubo de digestión.
- Agregar 20 ml de H_2SO_4 y dos tabletas Kjeldahl.
- Adicionar perlas de ebullición.
- Someter a digestión hasta que la solución clarifique y se observen copiosos vapores en la parte superior de todos los tubos.

- Colocar los tubos en la gradilla, dejar enfriar.
- Apagar la unidad de digestión en caso tal que no se vayan a realizar más digestiones.

DESTILACIÓN

- Encender el destilador de nitrógeno.
- Colocar un tubo de digestión en el destilador y buscar con la tecla UP o Down el programa 2 que tiene una duración de 10 minutos, steam 100%, agua 18,8.
- Adicionar agua desionizada desde el equipo presionando el botón que suministra agua (reagent 1), colocar un erlenmeyer en la salida del condensador y luego presionar start una vez esté lleno el tubo para que empiece la destilación.
- Simular una primera destilación durante 10 minutos con el objetivo de lavar el sistema.
- Retirar el tubo con agua para colocar el tubo con el blanco.
- Definir con las teclas UP o Down el programa 3 el cual tiene una duración de 5 minutos, steam 100%, agua 4,4, hidróxido 7,0.
- Colocar un erlenmeyer en el destilador de nitrógeno con aproximadamente 80 ml de solución de ácido bórico al 4% y 2 o 3 gotas de indicador mixto. Asegúrese que la salida del condensador este totalmente sumergida dentro del ácido bórico.
- Diluir el blanco adicionando agua desionizada desde el destilador presionando la tecla que suministra agua.
- Adicionar hidróxido de sodio (NaOH) al 32% desde el destilador presionando la tecla que lo suministra hasta obtener un viraje de color claro a azul fuerte o café.
- Destilar presionando la tecla START, la presencia de nitrógeno en la forma amoniacal, cambia el color de la solución de ácido bórico de azul a verde, cuando se emplea el indicador mixto.
- Realizar el mismo procedimiento a las muestras digeridas y al estándar.

TITULACIÓN

- Encender el titulador presionando la tecla de color rojo (stop) calibrar.
- Calibrar el equipo usando las soluciones buffer Merck de pH 4.7 y 10.
- Definir el método "Nitrógeno".
- Purgar el sistema de tubería del equipo ingresando a menú y luego a dosing.
- Medir el pH del ácido bórico en la opción: menú, medir.
- Registrar el pH en la opción: menú, parámetros, punto de equivalencia 1.
- Guardar el valor de pH.
- Comenzar a titular presionando la tecla start.

- Apagar el equipo finalizando el análisis dejando presionada la tecla de color rojo (stop) durante 10 segundos.

CÁLCULOS DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO

$$\frac{mg}{Kg} N - NH_3 = \frac{(b - a) \times M \times P \times F}{W} \times 1000$$

Dónde:

a: Volumen de ácido sulfúrico 0,01M gastado en la titulación de la muestra (mL).

b: Volumen de ácido sulfúrico 0,01M gastado en la titulación del blanco (ml).

M: Concentración de ácido sulfúrico expresada en molaridad.

F: Factor estequiométrico (2 para el H₂SO₄).

P: Peso atómico del nitrógeno. 14,01 (g/mol).

W: Peso de la muestra (g).

DETERMINACIÓN DE FÓSFORO TOTAL

La determinación de fósforo se realiza de acuerdo con el método 4500-P-Edel Standard Methods [77].

Principio del método: El método desarrollado para la determinación de fósforo total es el descrito por Andersen, este autor validó la metodología y determinó que arroja resultados confiables. Mediante este método se convierten las formas de fósforo presentes a ortofosfato, y se logra mediante la calcinación de la muestra, luego la cuantificación se realiza por la técnica del ácido ascórbico.

El método del ácido ascórbico está basado en las reacciones específicas del molibdato de amonio y el tartrato de antimonio y potasio con el ortofosfato en medio ácido para formar un heteropoliácido (ácido fosfomolibdico) que es reducido por ácido ascórbico a un complejo azul de molibdeno intensamente coloreado, finalmente por espectrofotometría se determina la concentración de fosforo en la muestra.

A continuación se describe el procedimiento para la determinación de fosforo total.

- Pesar entre 5 y 30 mg de muestra (esta cantidad de muestra va a depender de la cantidad de fósforo que presenta la muestra), la cual debe estar previamente liofilizada y pulverizada.
- Colocar la cantidad pesada en un crisol de porcelana.
- Colocar el crisol en una mufla a 550°C, durante 1 hora.
- Sacar el crisol, dejarlo enfriar y adicionar 10 ml de HCl 2N.
- Colocar en plancha de calentamiento a ebullición durante 15 minutos.
- Neutralizar la muestra: adicionando 3 gotas de fenolftaleína, gota a gota agregar NaOH 6N hasta viraje fucsia y luego solución de H₂SO₄ 2,5 M hasta que decolore la muestra.
- Transferir a un balón de 25 ml y aforar con agua desionizada.
- Transferir a un tubo falcon de 50 ml.
- Centrifugar por 10 minutos a 3600 rpm.
- Tomar 25 ml de muestra y adicionar 4 ml de reactivo combinado (El reactivo combinado es una solución que contiene ácido sulfúrico, tartrato de antimonio, molibdato de amonio y ácido ascórbico).

- Medir la absorbancia de la muestra a una longitud de onda de 880 nm.
- Determinar la concentración de fósforo total de la muestra mediante extrapolación en la curva de calibración.

La curva de calibración que se usa para la determinación de fósforo es la siguiente:

$$y = 24,646x + 0,0059$$

Donde:

y: absorbancia

x: masa de fósforo

ANEXO 2. Características fisicoquímicas del lodo primario para cada muestreo realizado.

Parámetro	Fecha de muestreo lodo primario											Promedio
	04/02/14	11/08/14	01/09/14	16/09/14	15/10/14	12/11/14	22/01/15	21/04/15	30/07/15	01/10/15	28/01/16	
Sólidos totales (g/kg)	59,16	46,97	39,15	49,72	49,78	80,61 ^a	56,60	51,26	46,65	48,21	54,48	50,20 ± 5,68
Sólidos volátiles (g/kg)	32,07	24,19	21,37	27,11	26,70	32,62	30,05	24,16	22,03	22,03	29,56	26,53 ± 4,10
SV/ST (%)	54,21	51,50	54,60	54,52	53,62	40,47 ^a	53,09	47,13	47,23	45,70	54,27	51,59 ± 3,52
Carbono (g/kg) ^{bs}	238,13	217,50	—	249,38	228,75	183,75	236,25	187,50	241,34	213,76	245,63	224,20 ± 23,29
NTK (g/kg) ^{bs}	33,87	22,76	34,23	26,43	29,41	12,70	26,19	21,30	23,21	25,64	27,54	27,06 ± 4,39
Relación C/N	7,03	9,56	—	9,43	7,78	9,13	9,02	8,80	10,40	8,34	8,92	8,87 ± 0,58
Alcalinidad parcial (mgCaCO ₃ /l)	—	101	223	157	222	152	267	239	489 ^a	424 ^a	180	193 ± 55
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /l)	—	759	774	1183	1058	987	968	989	957	913	1240	983 ± 153
Alcalinidad intermedia (mgCaCO ₃ /l)	—	658	551 ^a	1025	835	835	700	750	467 ^a	489 ^a	1060	838 ± 155
pH	—	5,49	6,22	5,91	6,15	5,97	6,29	6,06	6,30	6,34	6,08	6,08 ± 0,25

— Análisis no realizado.

^a Valores no incluidos en el respectivo promedio, por ser valores atípicos.

^{bs} base seca.

ANEXO 3. Características fisicoquímicas del lodo secundario espesado para cada muestreo realizado.

Parámetro	Fecha de muestreo lodo secundario								Promedio
	04/02/14	11/08/14	01/09/14	16/09/14	09/06/15	30/07/15	01/10/15	28/01/16	
Sólidos totales (g/kg)	70,75	48,74 ^a	66,78	67,67	89,86 ^a	61,88	63,56	69,75	66,73 ± 3,46
Sólidos volátiles (g/kg)	50,95	34,07 ^a	48,08	45,11	57,54 ^a	40,16	40,30	44,94	44,92 ± 4,25
SV/ST (%)	72,02	69,90	71,99	66,65	64,03	64,90	63,41	64,43	67,17 ± 3,61
Carbono (g/kg) ^{bs}	272,50	230,63	–	260,63	228,75	259,64	266,79	265,59	254,93 ± 17,77
NTK (g/kg) ^{bs}	78,69	70,72	76,70	67,68	61,41	65,83	62,47	59,06	67,82 ± 7,13
Relación C/N	3,42	3,26	–	3,85	3,72	3,94	4,27	4,50	3,85 ± 0,44
Alcalinidad parcial (mgCaCO ₃ /l)	–	339 ^a	524 ^a	449 ^a	698	815	779	763	764 ± 49
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /l)	–	636 ^a	1.171 ^a	797 ^a	2.507	3.497 ^a	2.373	2.331	2.404 ± 92
Alcalinidad intermedia (mgCaCO ₃ /l)	–	297 ^a	647 ^a	349 ^a	1.810	2.681 ^a	1.594	1.568	1.657 ± 133
pH	–	6,60	6,70	6,59	6,45	6,19	6,27	6,59	6,48 ± 0,19

_Análisis no realizado.

^a Valores no incluidos en el respectivo promedio, por ser valores atípicos.

^{bs} base seca.

ANEXO 4. Características fisicoquímicas de los residuos de alimentos para cada muestreo realizado.

Parámetro	Fecha de muestreo residuos de alimentos								Promedio
	13/01/14	15/10/14	12/11/14	22/01/15	21/04/15	30/07/15	01/10/15	28/01/16	
Sólidos totales (g/kg)	319,94	312,63	295,17	320,34	265,14	324,51	299,82	296,35	304,24 ± 19,57
Sólidos volátiles (g/kg)	304,58	298,31	279,76	309,72	251,12	308,06	287,60	284,32	290,44 ± 19,45
SV/ST (%)	95,20	95,42	94,78	96,68	94,71	94,93	95,92	95,94	95,45 ± 0,69
Carbono (g/kg) ^{bs}	430,00	430,00	405,00	438,75	440,63	450,36	429,64	444,79	433,65 ± 13,84
NTK (g/kg) ^{bs}	26,81	24,06	22,02	17,42	21,93	23,36	23,41	23,51	22,82 ± 2,65
Relación C/N	16,04	17,87	18,39	25,19 ^a	20,09	19,28	18,35	18,92	18,42 ± 1,28
pH	–	3,78	4,64	5,57	4,36	4,62	4,54	4,25	4,53 ± 0,54

_Análisis no realizado.

^a Valor no incluido en el respectivo promedio, por ser un valor atípico.

^{bs} base seca.

ANEXO 5. Características fisicoquímicas del lodo digerido (inóculo) para cada muestreo realizado.

Parámetro	Fecha de muestreo lodo digerido													Promedio
	19/03/14	19/05/14	11/08/14	01/09/14	16/09/14	15/10/14	12/11/14	22/01/15	21/04/15	09/06/15	30/07/15	01/10/15	28/01/16	
Sólidos totales (g/kg)	45,84	38,24	34,24	37,02	37,29	59,43	50,71	35,81	38,81	38,59	34,72	34,97	35,31	40,08 ± 7,50
Sólidos volátiles (g/kg)	17,58	15,05	14,39	15,06	15,16	20,85	17,76	14,99	15,31	15,21	14,13	14,62	15,24	15,80 ± 1,86
SV/ST (%)	38,36	40,93	42,03	40,70	40,65	35,07	35,03	41,86	39,45	39,41	40,71	41,80	43,15	39,93 ± 2,51
Carbono (g/kg) ^{bs}	138,75	140,63	155,63	—	159,38	135,00	120,00 ^a	152,81	136,88	163,13	174,25	175,81	181,52	155,80 ± 16,70
NTK (g/kg) ^{bs}	47,98	—	51,71	55,12	50,97	37,31	21,58 ^a	51,71	46,92	44,98	51,27	36,05	30,65	47,40 ± 6,34
Relación C/N	2,89	—	3,01	2,82	3,13	3,62	5,56 ^a	2,95	2,92	3,63	3,40	4,88	5,92	3,15 ± 0,32
Alcalinidad parcial (mgCaCO ₃ /l)	3.646	3.121	3.392	3.898	3.982	3.884	3.624	3.689	3.243	3.261	3.457	3.062	3.250	3.501 ± 309
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /l)	4.349	3.896	3.843	4.427	4.427	4.373	4.470	4.470	3.949	4.022	4.413	3.714	4.067	4.186 ± 276
Alcalinidad intermedia (mgCaCO ₃ /l)	703	775	451	529	445	488	846	781	707	761	957	652	817	686 ± 163
pH	7,86	7,85	7,43	7,57	7,66	7,53	7,61	7,64	7,46	7,51	7,54	7,46	7,56	7,59 ± 0,14

_Análisis no realizado.

^a Valor no incluido en el respectivo promedio, por ser un valor atípico.

^{bs} base seca.