

Isabel Daniela Ardila Beltrán y Laura Camila Romero Melo

Trabajo de grado para optar el título de Ingeniero Químico

Director

Humberto Escalante Hernández

PhD en Ingeniería Química

Codirectores

Liliana Del Pilar Castro Molano

PhD en Ingeniería Química

Jaime Jaimes Estévez

M.Sc en Ingeniería Química

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ingenierías Físicoquímicas

Escuela de Ingeniería Química

Bucaramanga

2023

## Dedicatorias

### Dedicatoria Isabel Daniela Ardila Beltrán

*A Dios, quién fue el encargado de proveer en mí, la sabiduría, la paciencia, la motivación y la actitud para llevar a cabo este proyecto. A mi papá Néstor, que siempre creyó en mí, me ha formado con amor, siempre demostrándome que con esfuerzo todo es posible de conseguir. A mi mamá Martha, por su ejemplo de perseverancia, amor y motivación. A mi hermana Rafaela, porque quiero que un día ella encuentre en mí un ejemplo para lograr todos sus sueños. A mi novio Anthony que me acompañó y apoyo en el proceso, soportando los buenos y malos días, pero siempre alentándome a seguir. A mis amigos, por su alegría, motivación y enseñanzas. A mis primos, que siempre están ahí para impulsarme a seguir adelante. A la UIS, mi alma mater, que me ha dado las herramientas para crecer como profesional y persona. A la escuela de ingeniería química, que sembró en mí los conocimientos y el amor por esta bonita carrera. A los profesores, Liliana y Humberto, por la orientación y la sabiduría. A Jaime que creyó en nosotras y con todo el amor del mundo, nos guio en la culminación de este camino. Al grupo de digestión anaeróbica. A la rola, por su entrega, su liderazgo y sus enseñanzas. A todos ustedes gracias, porque por ustedes hoy estoy cerrando la etapa más soñada y bonita hasta ahora de mi vida.*

*Soy quien soy, por este sueño y por ustedes, Néstor, Martha y Rafaela. Gracias Dios.*

*Isabel Daniela Ardila Beltrán*

**Dedicatoria Laura Camila Romero Melo**

*A mi mamita linda Eloisa por su apoyo incondicional en mi proceso, por enseñarme a ser guerrera y persistente en mis proyectos. A mi papi Miguel por ser mi ángel, darme su sabiduría, por guiarme y enseñarme los valores necesarios para ser persona. A mi hermana y compañera de vida Paula, por darme su ejemplo de superación y enseñarme que con constancia todo se puede lograr. A mi abuelita Sara por siempre mantenerme en sus oraciones. A mi novio y mis amigos por ofrecerme su compañía y apoyo en este camino que emprendí. A mi prima Daniela por darme su amor y su alegría cuando lo necesité. A mi mejor amiga Linda por siempre estar a mi lado. A mis profesores del colegio por darme las herramientas necesarias para iniciar mi camino universitario. A UIS que me acogió y me enseñó el verdadero significado e importancia de la educación pública. A la escuela de ingeniería química por enseñarme lo lindo de esta profesión. A mis compañeros del grupo de digestión anaeróbica, en especial a Alexander, que nos guió y acompañó en laboratorio. A Jaime Jaimes por ser nuestro mentor, por su paciencia y conocimiento. A la profesora Liliana y Humberto, por creer en nuestro potencial y por darnos la oportunidad de emprender en este proyecto tan lindo. A mi compañera de trabajo por su carisma y apoyo. A todos aquellos que en algún punto de mi camino aportaron su granito de arena para ayudarme a ser la persona que soy. A todos ustedes les doy gracias de corazón.*

*-Gracias a las tres personas más importantes en mi vida, este logro es por ustedes y para ustedes, los amo.*

*Laura Camila Romero Melo*

### **Agradecimientos**

*A la Universidad Industrial de Santander, por ser nuestro segundo hogar, permitiendo el desarrollo de nuestros sueños y creando en nosotras ilusiones y nuevas oportunidades.*

*A la Escuela de Ingeniería Química y los profesores que allí pertenecen, por formarnos académicamente y mostrarnos el camino a seguir de esta linda carrera.*

*Al grupo INTERFASE, a la familia de Digestión Anaeróbica y al personal del laboratorio por sus enseñanzas y cariño.*

*A los profesores, Humberto Escalante y Liliana Castro, por confiar en nosotras para llevar a cabo este proyecto, por compartir su conocimiento y guiarnos con amor y disciplina. A Jaime Jaimes, que camino junto a nosotras, nos educó con paciencia y cariño, nos compartió su tiempo, experiencia y conocimientos. Gracias a los tres, porque con cada aporte se hizo posible conseguir desarrollar este hermoso proyecto.*

*A la familia de la finca Santa Rosa en Cachira, por abrirnos con amor las puertas de su hogar, siempre con la mejor intención de ayudarnos y permitirnos enamorarnos de la Digestión Anaeróbica.*

*Isabel y Laura.*

**Tabla Contenido**

<b>Introducción</b>	<b>13</b>
<b>1. Objetivos</b>	<b>16</b>
<b>1.1 Objetivo general</b>	<b>16</b>
<b>1.2 Objetivos específicos</b>	<b>16</b>
<b>2. Marco conceptual y estado del arte</b>	<b>17</b>
<b>2.1 Digestión anaeróbica (DA)</b>	<b>17</b>
<b>2.2 Gasificación (GS)</b>	<b>18</b>
<b>2.3 Biocarbón (BC)</b>	<b>19</b>
<b>2.4 Análisis del ciclo de vida (ACV)</b>	<b>19</b>
<b>3. Metodología</b>	<b>21</b>
<b>3.1 Descripción del caso de estudio</b>	<b>21</b>
<b>3.2 Fase I. Estudio de la influencia del BC en el comportamiento de la bioquímica y microbiología en el proceso de DA de EB-LS a escala rural</b>	<b>23</b>
3.2.1 Monitoreo bioquímico del proceso de DA en condiciones psicrotróficas.	23
3.2.2 Estado microbiológico del proceso de DA en condiciones psicrotróficas.	24
3.2.3 Métodos analíticos	24
<b>3.3 Fase II. Determinación de los impactos ambientales del sistema integrado Co-DA + GS</b>	<b>26</b>
3.3.1 Objetivo y Alcance del ACV del caso de estudio	26
3.3.2 Análisis de Inventario de los escenarios base e integrado (Co-DA + GS)	29
<b>4. Resultados</b>	<b>31</b>

<b>4.1 Fase1: Comportamiento microbiológico y bioquímico del proceso</b>	<b>31</b>
4.1.1 Variación en el contenido de materia orgánica	31
4.1.2 Determinación de la estabilidad del proceso en función del contenido de AGVs en el sistema	33
4.1.3 Rendimientos del proceso	39
4.1.4 Actividad Hidrolítica	42
4.1.5 Actividad Metanogénica	44
<b>4.2 Fase II: Análisis de ciclo de vida del sistema integrado de gasificación más Co-digestión anaeróbica</b>	<b>47</b>
<b>5. CONCLUSIONES</b>	<b>53</b>
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>54</b>

**Lista de tablas**

Tabla 1: Casos de éxito de algunos biodigestores implementados en Latinoamérica. \_\_\_\_\_ 18

Tabla 2: Control del monitoreo bioquímico y microbiológico del proceso \_\_\_\_\_ 26

Tabla 3: Rendimientos del biodigestor, del proceso y producción específica de metano. \_\_\_\_\_ 40

Tabla 4: Resumen de las condiciones operativas del biodigestor, parámetros bioquímicos y microbiológicos. \_\_\_\_\_ 46

Tabla 5: Impactos globales en las categorías consideradas para el escenario base e integrado \_ 51

**Lista de figuras**

Figura 1: Esquema del proceso DA en la granja Santa Rosa.....	23
Figura 2: Diagrama del proceso considerando el escenario base .....	28
Figura 3: Diagrama del proceso considerando el escenario integrado. ....	29
Figura 4: Concentración de materia orgánica cargada (gDQO/L) respecto a la velocidad de carga orgánica (VCO; kgDQO/m <sup>3</sup> d).....	32
Figura 5: Concentración AGVs y pH durante el monitoreo. ....	34
Figura 6: Concentración promedio de AGVs individuales para el afluente y efluente durante el monitoreo. ....	36
Figura 7: Capacidad Buffer (AGVs/AT) durante todo el proceso para el afluente y efluente. ....	38
Figura 8: Producción de biogás diaria durante cada periodo de monitoreo.....	41
Figura 9: Comportamiento de la actividad hidrolítica durante el monitoreo.....	43
Figura 10: Comportamiento de la actividad metanogénica durante el monitoreo. ....	44
Figura 11: Impactos ambientales para los escenarios base e integrado (% de masa).....	47



### **Lista de apéndices**

*Los apéndices del presente documento están adjuntos y se pueden visualizar en la base de datos de la biblioteca UIS*

Apendice A: Biodigestor doméstico + gasificador ubicado en la finca Santa Rosa - Cáchira, Norte de Santander.

Apendice B: Inventarios para escenarios base e integrado del ACV

Apendice C: Clasificación del biocarbón de madera de pino y definiciones de las categorías del ACV

## Glosario

**ACV:** análisis del ciclo de vida

**AGVs:** ácidos grasos volátiles

**AT:** alcalinidad total

**BC:** biocarbón

**CoDA:** co-digestión anaeróbica

**DA:** digestión anaeróbica

**DQO:** demanda química de oxígeno

**DQOs:** demanda química de oxígeno soluble

**DQOt:** demanda química de oxígeno total

**EB:** estiércol bovino

**GEI:** gases de efecto invernadero

**GLP:** gas propano licuado

**GS:** gasificación

**LS:** lactosuero

**SV:** solidos volátiles

**TRH:** tiempo de retención hidráulico

**VCO:** velocidad de carga orgánica

## Resumen

**Título:** Análisis del Ciclo de Vida de un Sistema Integrado con Gasificación y Co-digestión Anaeróbica en Condiciones Psicrotróficas<sup>1</sup>

**Autores:** Isabel Daniela Ardila Beltrán, Laura Camila Romero Melo<sup>2</sup>

**Palabras Clave:** Análisis de ciclo de vida, gasificación, digestión anaeróbica, biocarbón de madera de pino, integración energética.

**Descripción:** El objetivo de este estudio fue evaluar los beneficios ambientales de un sistema que emplea digestión anaeróbica (DA) y gasificación (GS) por medio del análisis del ciclo de vida (ACV). Se han desarrollado diferentes investigaciones sobre ACV en la digestión anaeróbica, pero ninguno contempla la gasificación como integración energética. Como caso de estudio, se consideró la finca Santa Rosa, ubicada en el municipio de CÁCHIRA (Norte de Santander), donde se presentan temperaturas de  $17.3\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 3.3$ . La finca cuenta con 13 cabezas de ganado, las cuales producen 80 L/d de leche que son destinados para la producción de queso (1.5 ton/año) y diferentes cultivos que son tratados con fertilizantes sintéticos. Además, la finca cuenta con un biodigestor de  $8\text{ m}^3$  que es alimentado con 34.5 L/d de una mezcla de estiércol bovino y lactosuero en proporción 3:7, lo cual equivale a una velocidad de carga orgánica (VCO) de  $0.5\text{ kg SV/m}^3\text{d}$  y un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 150 días. Como integración energética, en la finca se dispuso de un gasificador con capacidad de carga de 40 kg de materia orgánica para la combustión de madera de pino. Se evaluó el efecto del biocarbón de madera de pino como soporte orgánico en la bioquímica y microbiología del proceso. Se obtuvo una bioconversión de la DQO de 86.9%; se alcanzaron remociones de AGVs del 91.86%; mientras que, con la adición del biocarbón de madera de pino los rendimientos incrementaron en un 42.4%, 21.2 y 29.7% para la tasa de producción de biogás, producción específica de biogás y producción específica de metano, respectivamente. En cuanto a los impactos ambientales, la integración energética redujo los impactos asociados al cambio climático en un 85%. Se reemplazó en su totalidad el uso de fertilizantes sintéticos por digestato y el uso de recursos fósiles se redujo en un 93.7% gracias al biogás y gas de síntesis.

---

<sup>1</sup> Trabajo de grado

<sup>2</sup> Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director Humberto Escalante. Codirectora Liliana Del Pilar Castro Molano. Codirector Jaime Jaimes Estévez.

### Abstract

**Title:** Life Cycle Assessment of an Integrated System with Gasification and Anaerobic Co-digestion in Psychrotrophic Conditions<sup>3</sup>

**Authors:** Isabel Daniela Ardila Beltrán, Laura Camila Romero Melo<sup>4</sup>

**Key Words:** Life cycle assessment, gasification, anaerobic digestion, pine wood biochar, energy integration.

**Description:** The objective of this study was to evaluate the environmental benefits of a system that uses Anaerobic digestion (AD) and gasification (GS) through a life cycle analysis (LCA). Different investigations have been developed on LCA in anaerobic digestion, but none considers gasification as energy integration. As a case study, it was considered the Santa Rosa farm; it is in Cáchira (Norte de Santander), where temperatures are  $17.3\text{ °C} \pm 3.3$ . The farm has 13 heads of cattle, which produce 80 L/d of milk destined for cheese production (1.5 tons/year). Also, the farm disposes of different crops treated with synthetic fertilizers. In addition, the farm has an 8m<sup>3</sup> biodigester that is fed with 34.5 L/d of a mixture of cattle manure (CM) and cheese whey (CW) in a 3:7 ratio, which is equivalent to an organic loading rate (OLR) of 0.5 kg SV/m<sup>3</sup>d and a hydraulic retention time (HRT) of 150 days. As energy integration, the farm has a gasifier with a load capacity of 40 kg of organic matter for the combustion of pine wood and biochar (PWBC) generation. The effect of PWBC as organic support on the biochemistry and microbiology of the process was evaluated. A total organics bioconversion of 86.9% and volatile fatty acids removals of 91.86% were obtained. Using PWBC, the biogas production rate (BPR), specific biogas production (SBP), and specific methane production increased by 42.4 %, 21.2 and 29.7 %, respectively. Regarding environmental impacts, energy integration reduced the impacts associated with climate change by 85%. The use of synthetic fertilizers was completely replaced by digestate, and the use of fossil resources was reduced by 93.7% due to biogas and synthesis gas utilization.

---

<sup>3</sup> Bachelor Thesis

<sup>4</sup> Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director Humberto Escalante. Codirectora Liliana Del Pilar Castro Molano. Codirector Jaime Jaimes Estévez.

## Introducción

El 18% de la población latinoamericana habita en zonas rurales (FAO, 2018). Estos territorios son de difícil acceso y los hogares más vulnerables dependen de leña, carbón mineral y vegetal (biocarbón) para calefacción y cocción de alimentos (Garfí et al., 2019). Particularmente, el 88.5% de la población rural colombiana no cuenta con acceso a gas propano licuado (GLP) (Cardenas, 2022), (Gasnova, 2022); siendo las regiones a temperaturas menores a 25°C (condiciones psicrotróficas) quienes requieren mayor demanda de energía debido al aumento en el uso de sistemas de calefacción, aparatos eléctricos y transporte. Para suplir estas necesidades, diferentes tecnologías energéticas, como plantas de biomasa, plantas solares fotovoltaicas y eólicas han sido motivo de estudio y desarrollo. No obstante, estas tecnologías poseen altos costos de instalación y dependen de las condiciones climáticas del entorno (Vega et al., 2022).

La gasificación (GS) y la digestión anaeróbica (DA) prometen una alternativa económica y amigable con el medio ambiente. En la GS la materia orgánica es oxidada a altas temperaturas ( $600 < T < 900$  °C) para generar energía, gas de síntesis ( $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  y  $\text{N}_2$ ) y biocarbón (BC), con un rendimiento del 10% de la biomasa empleada (Song et al., 2021). El BC se usa para la preparación de suelos agrícolas y como adsorbente de contaminantes. Por su parte, durante el bioproceso de DA, los residuos son degradados por microorganismos produciendo biogás (metano y dióxido de carbono) y digestato (fase líquida) utilizado como recuperador de suelos. La DA ha sido utilizada para obtener biogás a partir del tratamiento de: i) residuos de comida (Toro et al., 2017), ii) estiércol (Toro et al., 2017), iii) lactosuero (LS) (Jaimes-Estévez et al., 2018) y iv) aguas residuales (Rajinikanth et al., 2013).

Como caso particular el municipio de Cáchira - Norte de Santander ( $7^{\circ}44'27''N$   $73^{\circ}02'55''O$ ) se encuentra en una zona rural y presenta temperatura media de  $17.3 \pm 3.3$  °C (IDEAM, 2022) y no cuenta con una cobertura total de suministro de gas natural. Cáchira centra sus actividades económicas en el sector agropecuario, prevaleciendo los cultivos de pino, tomate, pimentón, eucalipto y la cría de ganado doble propósito. Lo anterior refleja una alta generación de residuos orgánicos, los cuales, en el caso de ser tratados se gestionan a través de técnicas como el compostaje y la incineración. Algunos habitantes de Cáchira han instalado biodigestores anaeróbicos domésticos con el fin de gestionar los residuos y producir biogás, que mediante su combustión entrega energía calórica. (Estévez, 2021). Un caso para resaltar es el biodigestor instalado en la finca Santa Rosa que, basándose en experiencias favorables previas, los usuarios lo alimentan con una mezcla de lactosuero (LS) y estiércol bovino (EB). Adicionalmente, dentro de sus actividades agrícolas diarias, en la finca Santa Rosa se utiliza un gasificador donde se gestionan residuos de madera de pino. La integración energética de la DA y la GS provee la energía calórica para satisfacer las necesidades diarias de cocción y calefacción para cinco personas que habitan en la finca Santa Rosa.

A pesar de los beneficios energéticos que se obtienen a partir del uso de estas tecnologías, se desconoce los impactos medioambientales que se puedan generar y los usos posibles para el BC producido, el cual es considerado como un agente modulador del proceso anaeróbico (Aponte & Soledad-Rodriguez, 2021), (Garay et al., 2022), (Gutiérrez et al., 2022), (Díaz et al., 2022). Una herramienta útil para la cuantificación de los impactos ambientales con y sin DA es el análisis del ciclo de vida (ACV), ya que permite evaluar y comparar diferentes escenarios a lo largo de todo

el ciclo de vida de un producto, proceso o actividad (ISO, 2006). Garfí et al., (2019) realizaron el ACV a la DA en dos granjas con digestores a pequeña escala y condiciones mesófilas y psicofílicas. Los resultados de esta investigación determinaron que a condiciones mesófilas la producción de biogás sustituye el 100% del uso de gas licuado de propano (GLP) para la cocción de alimentos, mientras que a condiciones psicofílicas se sigue utilizando 5% de GLP para las actividades diarias. Adicionalmente, las emisiones gases de efecto invernadero (GEI) en temperaturas mesófilas disminuyeron entre 1.2 y 1.5 veces con respecto al digestor implementado a condiciones psicofílicas (Garfí et al., 2019). Por otro lado, Mendieta et al., (2021), realizaron un ACV de la DA de residuos de la producción de panela. Los autores evidenciaron que la implementación de un bio-digestor reduce en un 99% los problemas de eutrofización del suelo. Sin embargo, en la actualidad no se reportan estudios de ACV para un sistema integrado de digestión anaeróbica y gasificación bajo condiciones psicrotróficas usando sustratos como LS y EB y que utilicen biocarbón de madera de pino como aditivo orgánico para el mejoramiento del proceso anaeróbico.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo de grado fue determinar los impactos ambientales, mediante el ACV, para el proceso de gestión y valorización de los residuos (estiércol bovino y lactosuero) en la finca Santa Rosa, evaluando dos escenarios: a) sin DA ni GS y b) el proceso integrado de DA de LS - EB y la GS de residuos de pino. Adicionalmente, se estudia el efecto del biocarbón sobre el comportamiento de la DA de LS - EB en condiciones psicrotróficas.

## **1. Objetivos**

### **1.1 Objetivo general**

Determinar, por medio del análisis de ciclo de vida, los impactos ambientales de un sistema integrado de gasificación y digestión anaeróbica, para el tratamiento de residuos agroindustriales (lactosuero y estiércol bovino) en una zona rural psicrotrófica de Colombia.

### **1.2 Objetivos específicos**

- Estudiar la influencia de la adición del biocarbón producto de la gasificación sobre el comportamiento microbiológico y bioquímico de un sistema rural de digestión anaeróbica de lactosuero y estiércol bovino en condiciones psicrotróficas.
- Evaluar el impacto ambiental de la implementación de un sistema integrado de digestión + gasificación, comparado con un escenario base (sin gasificación ni digestión anaeróbica) en condiciones psicrotróficas.



## 2. Marco conceptual y estado del arte

### 2.1 Digestión anaeróbica (DA)

La DA es un proceso bioquímico que consiste en la degradación de la materia orgánica (Huertas, 2015). El metabolismo anaeróbico puede ser agrupado en cuatro etapas principales que son hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Durante este proceso los microorganismos involucrados convierten la biomasa de desechos orgánicos en biogás (60% - 70% de metano, 30% - 40% de dióxido de carbono, y trazas de otros gases como hidrógeno y sulfuro de hidrógeno), y generando un lodo estabilizado (digestato) rico en nutrientes que se puede aplicar como fertilizante para el suelo (Xu et al., 2018). Es decir que la DA permite obtener beneficios energéticos y ambientales como la recuperación de energía en forma de biogás, reducción en la emisión de GEI y la generación de fertilizantes orgánicos (Huertas, 2015) La tabla 1 muestra algunos biodigestores domésticos que han sido instalados en países latinoamericanos.

**Tabla 1:**

*Experiencias exitosas de algunos biodigestores implementados en Latinoamérica.*

País	Periodo de implementación	Sustrato o Cosustratos	Uso del Biogás	Referencia
Colombia (Boyacá)	2013-En marcha	Estiércol Porcino + Agua	Lámparas de calor	(Martín N., 2021)
Colombia (Cáchira)	2019- En marcha	Estiércol Bovino + Agua	Cocción de alimentos	(Martín N., 2021)
México (Veracruz)	2013-En marcha	Pulpa Proveniente de la Producción de Café + Estiércol Bovino	Fuente térmica para el proceso de secado del café	(García, 2013)
Cuba (indio Hatuey)	2007-En marcha	Estiércol Porcino + Agua	Cocción de alimentos, refrigeración y alumbrado de vivienda	(Martín N., 2021)

<b>Perú (Cajamarca)</b>	2007-2010		Estiércol Bovino + Agua	Cocción de alimentos y alumbrado	(RedBioLac, 2022)
<b>Costa Rica (San José)</b>	Remodelado: 2018- En marcha	En	Estiércol Porcino + Agua	Lámparas para galpones	(Castro et al., "Revista RedBioLAC, Cuarta Edición", 2019)
<b>Argentina (San José de Balcarce)</b>	2017-En marcha		Residuos Avícolas y Porcinos + Agua	Cocción de alimentos	(Castro et al., "Revista RedBioLAC, Cuarta Edición", 2019)
<b>Brasil (Ceará)</b>	2019- En marcha		Estiércol Bovino + Agua	Cocción de alimentos	(Castro et al., "Revista RedBioLAC, Cuarta Edición", 2019)

Como se evidencia, los sustratos más usados son el EB y porcino debido a su fácil acceso y disponibilidad. En cuanto al uso energético del biogás, se resalta su conversión a energía calórica para la cocción de alimentos y calefacción de los hogares.

## 2.2 Gasificación (GS)

La GS es un proceso termoquímico en el que el contenido carbonoso de la biomasa se convierte en combustible en presencia de un medio gaseoso como oxígeno, aire, nitrógeno, dióxido de carbono, vapor o alguna mezcla de estos gases a una temperatura elevada que oscila entre 600 °C y 900 °C (Tripathi et al., 2016). De este proceso se obtiene BC, cenizas, alquitranes, algunos aceites y gas de síntesis (*bio-syngas*). El *bio-syngas* se compone principalmente de CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> y N<sub>2</sub> (Tripathi et al., 2016). Actualmente, la integración energética de la gasificación con la DA es aún motivo de estudio, sin embargo, en una investigación realizada, se utilizó la GS para obtener dos tipos de BC, el primero proveniente de madera de pino, y el segundo proveniente de madera de roble blanco. El objetivo de estos biocarbonos fue usarlos como aditivos en la DA para mejorar la producción de metano a temperaturas mesófilas y termófilas, respectivamente. Los resultados de estudios previos evidenciaron que, los biodigestores con BC lograron en promedio, un

contenido de metano en el biogás de 92.3% y 79.0%. Además, al adicionar BC mejoró la estabilidad del proceso al aumentar la alcalinidad. Sin embargo, con esta adición se observaron altos efectos inhibitorios (Shen et al., 2016). Mientras que, la absorción de CO fue de un 66.2 % y un 32.4 % en condiciones mesófilas y termófilas, respectivamente.

### **2.3 Biocarbón (BC)**

El BC es un producto sólido rico en carbono obtenido a partir de transformaciones termoquímicas en condiciones controladas de oxígeno o en ausencia de este (Song et al., 2021). En la DA, el BC juega un papel importante debido a que su estructura porosa sirve como matriz para el crecimiento y la inmovilización microbiana, lo que da como resultado una mayor producción de metano (Lee et al., 2021). Una investigación mostró que el uso de BC proveniente de pirólisis de maderas frutales como aditivo en la DA, tuvo como fin dar mejores condiciones a los microorganismos encargados de la digestión y aumentar los rendimientos de proceso. Los resultados indicaron que el BC tiene efectos positivos en la digestión al acortar la fase de latencia y mejorar la tasa máxima de producción de metano, además, es un material favorable ya que tiene la capacidad de catalizar la DA mediante la mitigación de la inhibición leve del amoníaco y el apoyo al crecimiento de las arqueas (Jiao et al., 2016)

### **2.4 Análisis del ciclo de vida (ACV)**

El ACV, es una herramienta que permite cuantificar los aspectos e impactos ambientales potenciales (por ejemplo, el uso de recursos y las consecuencias ambientales de las emisiones) a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto desde la adquisición de la materia prima, pasando por la producción, uso, tratamiento final, reciclado, hasta su disposición final (ISO, 2006). El ACV

cuenta con cuatro fases de estudio: definición del objetivo y el alcance, análisis del inventario, evaluación del impacto ambiental e interpretación (ISO, 2006). Particularmente, el ACV ha sido implementado en el estudio de la DA de residuos del sector de la caña de azúcar no centrífuga. Se consideraron dos escenarios: el primero con la disposición de residuos al aire y quema y el segundo con DA de los residuos de caña de azúcar no centrífuga. Los resultados mostraron que los impactos ambientales asociados con la descarga de aguas residuales generadas del procesamiento de caña de azúcar no centrífuga no fueron significativos. Por otro lado, las categorías de eutrofización de agua dulce y marina mostraron una disminución del 99% en comparación con el primer escenario (Mendieta et al., 2021). Como caso similar, en dos fincas a escala pequeña, ubicadas en condiciones mesofílicas y psicofílicas respectivamente, se evaluó el ACV de dos escenarios considerados para cada finca: i) Uso de GLP para cocinar, disposición de residuos bovinos al ambiente y uso de fertilizantes sintéticos; ii) El digestor trata el estiércol y produce biogás. Los resultados indicaron que a condiciones mesofílicas la producción de biogás reemplaza el 100% del uso de GLP para la cocción de alimentos y para condiciones psicofílicas aún se sigue usando un 5% para estas actividades diarias. Además, las emisiones de GEI en temperaturas mesofílicas fueron entre 1.2 y 1.5 veces menores con respecto a las condiciones psicofílicas (Garfí et al., 2019).

### 3. Metodología

Para el cumplimiento de los objetivos, la metodología se distribuyó en dos fases, así:

Fase I. el estudio del comportamiento microbiológico y bioquímico del proceso de DA del LS - EB adicionando biocarbón de madera de pino y Fase II. la determinación de los impactos ambientales del proceso integrado GS + CoDA por medio del ACV, comparado con un escenario base (sin digestor ni gasificador).

#### 3.1 Descripción del caso de estudio

Como caso de estudio se seleccionó la finca Santa Rosa, ubicada en el municipio de Cáchira, del departamento de Norte de Santander ( $7^{\circ}44'47''\text{N}$   $73^{\circ}03'04''\text{O}$ ), donde se presentan temperaturas medias de  $17.3 \pm 3.3$  °C (IDEAM, 2022). La finca cuenta con 13 cabezas de ganado de doble propósito, las cuales producen 80 L/d de leche que son destinados para la producción de queso (1.5 ton/año). Además, el ganado es alimentado con pasto fresco, generando 221 kg de excretas al día aproximadamente. Por su parte, la finca cuenta con cultivos de pino, apio, tomate, pimentón y yuca, los cuales son tratados con fertilizantes sintéticos y agua para riego. En la finca Santa Rosa, habitan cinco personas que, para satisfacer sus necesidades de calefacción y cocción, requieren la utilización de  $1.22 \text{ E}+04$  kWh al año.

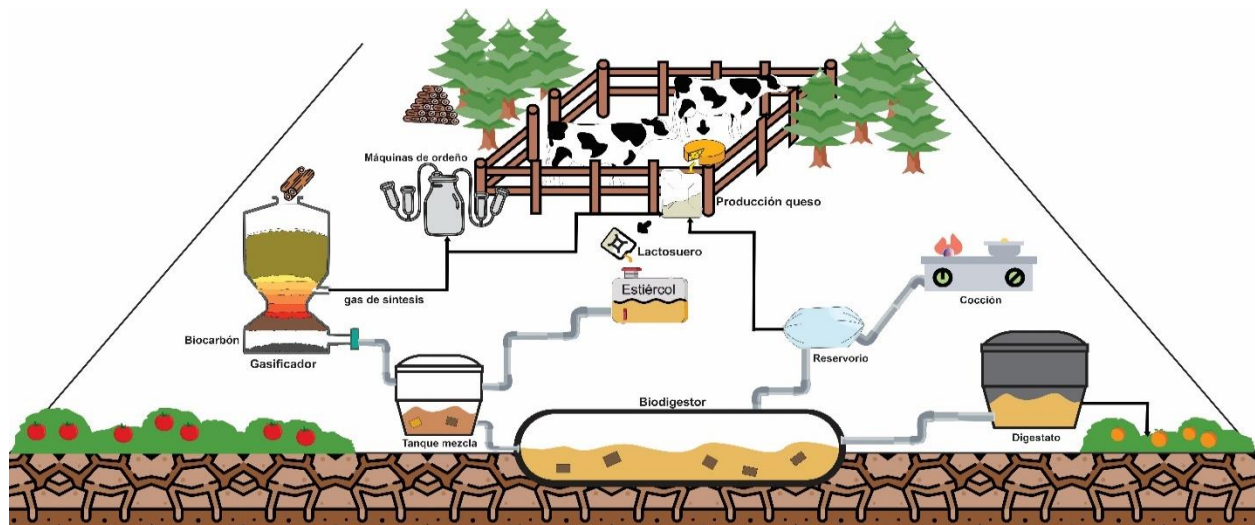
##### 3.1.1 Descripción del sistema integrado Co-digestión anaeróbica + gasificación.

Como alternativa para la reducción de costos energéticos y para el manejo de sus residuos de EB y LS (subproducto de la elaboración del queso), la finca utiliza desde el 2021 un biodigestor construido con polietileno de alta densidad con un volumen de  $8 \text{ m}^3$  (65% fase líquida y 35% fase

gaseosa). El biodigestor se alimenta diariamente con 34.5 L/d de una mezcla de EB - LS en proporción 3:7, lo cual equivale a una velocidad de carga orgánica (VCO) de 0.5 kg SV/m<sup>3</sup>d y un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 150 días. El biogás producido es almacenado en un reservorio de 3 m<sup>3</sup> para su posterior uso. Como alternativa adicional para la generación energética, en la granja se cuenta con un gasificador con capacidad de carga de 40 kg de materia orgánica, para la combustión de madera de pino. A partir de la gasificación se producen 0.5 kg de biocarbón de madera de pino por día. La energía generada a partir del aprovechamiento del biogás es destinada a la calefacción y cocción de alimentos para las personas que habitan la granja. Por su parte la energía producida durante la GS (gas de síntesis) se utiliza en la esterilización de las máquinas de ordeño y en el proceso de producción de queso. La figura 2 representa el sistema integrado (CoDA + GS) del caso de estudio de Santa Rosa.

### Figura 1:

#### *Esquema del proceso DA en la granja Santa Rosa*



Con el fin de analizar la influencia del biocarbón de madera de pino en la bioquímica y la microbiología del proceso, el monitoreo se realizó en dos etapas. Una etapa inicial de co-digestión anaeróbica (CoDA) de EB-LS (sin soporte) y una etapa posterior donde se agregó biocarbón de madera de pino (10 g/L); (Jaimés-Estévez et al., 2023) proveniente del proceso de GS. Para alcanzar la concentración deseada, se cargaron 52 kg de BC dentro del digestor. Esta alimentación se realizó de manera gradual, distribuyendo la masa de soporte cargada a largo de medio TRH (día 95- día 150).

### **3.2 Fase I. Estudio de la influencia del BC en el comportamiento de la bioquímica y microbiología en el proceso de DA de EB-LS a escala rural**

Para determinar el rendimiento y estabilidad del proceso de DA se realizó un monitoreo del comportamiento bioquímico y microbiológico del digestor, el cual se extendió alrededor de tres TRH para garantizar su rigurosidad. Con el fin de evidenciar la influencia del biocarbón de madera de pino en el proceso, los rendimientos se compararon con resultados de producción de biogás previos a la adición del soporte.

#### ***3.2.1 Monitoreo bioquímico del proceso de DA en condiciones psicrotróficas.***

El análisis bioquímico se fundamentó en la determinación de las variaciones del contenido de materia orgánica de las muestras a la entrada y a la salida del biodigestor representada por los sólidos volátiles (SV) y la demanda química de oxígeno (DQO). Además, para conocer la estabilidad del proceso se determinó el contenido de ácidos grasos volátiles (AGVs) iniciales y

finales. A su vez se cuantificó la alcalinidad total (AT) a la entrada y a la salida del biodigestor para conocer la capacidad del sistema de soportar cargas ácidas. Una forma directa de evidenciar la influencia de la adición de un soporte orgánico es la medición del biogás y su contenido de metano, producido diariamente en el bioproceso. Por lo anterior, se determinaron los rendimientos del bioproceso ( $\text{Nm}^3_{\text{biogas}}/\text{kgSVd}$ ), del biodigestor ( $\text{Nm}^3/\text{m}^3\text{d}$ ) y la producción específica de metano ( $\text{Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{kgSVd}$ ), según lo establecido por Martí et al., (2021) (Estévez, 2021).

### ***3.2.2 Estado microbiológico del proceso de DA en condiciones psicrotróficas.***

El estado microbiológico del proceso de DA en campo se evaluó mediante la determinación de la actividad hidrolítica y actividad metanogénica de las muestras de salida del biodigestor. Estas actividades fueron realizadas con base a lo planteado por Peces et al., (2018) y Astals et al. (2015), con el fin de conocer la capacidad del sistema para hidrolizar la materia orgánica y para la producción de metano, respectivamente. Adicionalmente, a partir del cambio del contenido de materia orgánica total y soluble y su porcentaje convertido a metano, cada dos semanas se cuantificaron las eficiencias de cada actividad (eficiencia hidrolítica y metanogénica) según lo establecido por Niu et al., (2014)

### ***3.2.3 Métodos analíticos***

El contenido de materia orgánica se midió en términos de SV y DQO, según el método termogravimétrico (SM 2450 E) y colorimétrico (SM 5220-D; EPA 410.4), respectivamente (ALPHA, 2005). Los AGVs y AT fueron determinados por el método de titrimétrico (Anderson et al., 1992). Por su parte, el porcentaje de ácidos volátiles entre 2 y 6 carbonos se cuantificó por



cromatografía de gases (Raposo et al., 2013). La actividad hidrolítica y la actividad metanogénica se determinaron a través de la cuantificación de materia orgánica hidrolizada y materia orgánica convertida en metano respectivamente de acuerdo con lo establecido por Peces et al., (2018) y Astals et al., (2015). Los sustratos base utilizados para las actividades fueron la celulosa para la actividad hidrolítica y el acetato para la actividad metanogénica. La cantidad de materia orgánica hidrolizada se determinó mediante la cuantificación de la conversión de la DQO. Para los ensayos de actividad hidrolítica y actividad metanogénica se utilizaron reactores batch de 60 ml y la cantidad de metano producido se estableció por medio del método de desplazamiento alcalino (al., 2009). Los m<sup>3</sup>/d de biogás generados mediante el tratamiento anaeróbico en campo fueron cuantificados con un gasómetro y normalizados a condiciones estándar de presión y temperatura (1 atm; 0 °C). El porcentaje de metano y dióxido de carbono dentro del biogás se determinó cada dos semanas mediante cromatografía de gases (Martí et al., 2021). Con el fin de comparar el proceso a la mejor condición de temperatura, los ensayos de actividad hidrolítica y actividad metanogénica se midieron a condiciones psicrotróficas y mesófilas (23°C y 37°C). En la tabla 2 se resume lo descrito anteriormente.

### Tabla 2.

Control del monitoreo bioquímico y microbiológico del proceso

	Parámetro		Muestra	Método	Fuente
<b>BIOQUÍMICO</b>	Sólidos Volátiles	SV	Afluente/Efluente	Termogravimétrico (SM 2540)	(Soto et al., 1993)
	Alcalinidad Total	AT	Afluente/Efluente	Titrimétrico	(Díaz et al., 2002)
	Ácidos Grasos Volátiles	AGVs	Afluente/Efluente	Titrimétrico y Cromatografía	(Díaz et al., 2002) (Raposo et al., 2013)
	Demanda Química de Oxígeno	DQOs y DQOt	Afluente/Efluente	Colorimétrico (SM 5220-D)	(Díaz et al., 2002)

<b>MICROBIOLÓGICO</b>	Actividad Hidrolítica	(Celulosa)	Efluente	Desplazamiento Alcalino + Colorimétrico	(Anderson et al., 1992), (Sandoval et al., 2009)
	Actividad Metanogénica	(Acetato)	Efluente	Desplazamiento Alcalino	Anderson et al., 1992), (Sandoval et al., 2009)

### 3.3 Fase II. Determinación de los impactos ambientales del sistema integrado Co-DA + GS

Los impactos ambientales potenciales se representaron mediante un ACV y fueron calculados utilizando el software SimaPro® (Mittal et al., 2016). Esta herramienta analítica se rige por la norma ISO 14040 que establece los principios y el marco de referencia para el ACV. En este sentido, se evaluaron cuatro etapas que comprendieron la definición del objetivo y el alcance, un análisis del inventario, la evaluación del impacto ambiental y la interpretación de los resultados (ISO, 2006). La fase de caracterización de los impactos (análisis de los impactos) se realizó considerando las 17 categorías de impacto establecidas en el software [Anexo C] (ASHRAE, 2021). Entre las categorías más influyentes en la DA se destacan: Cambio Climático, Agotamiento de Ozono, Acidificación Terrestre, Eutrofización de Agua Dulce, Eutrofización Marina, Consumo de Agua, Formación de Material Particulado y Agotamiento de Recursos Fósiles.

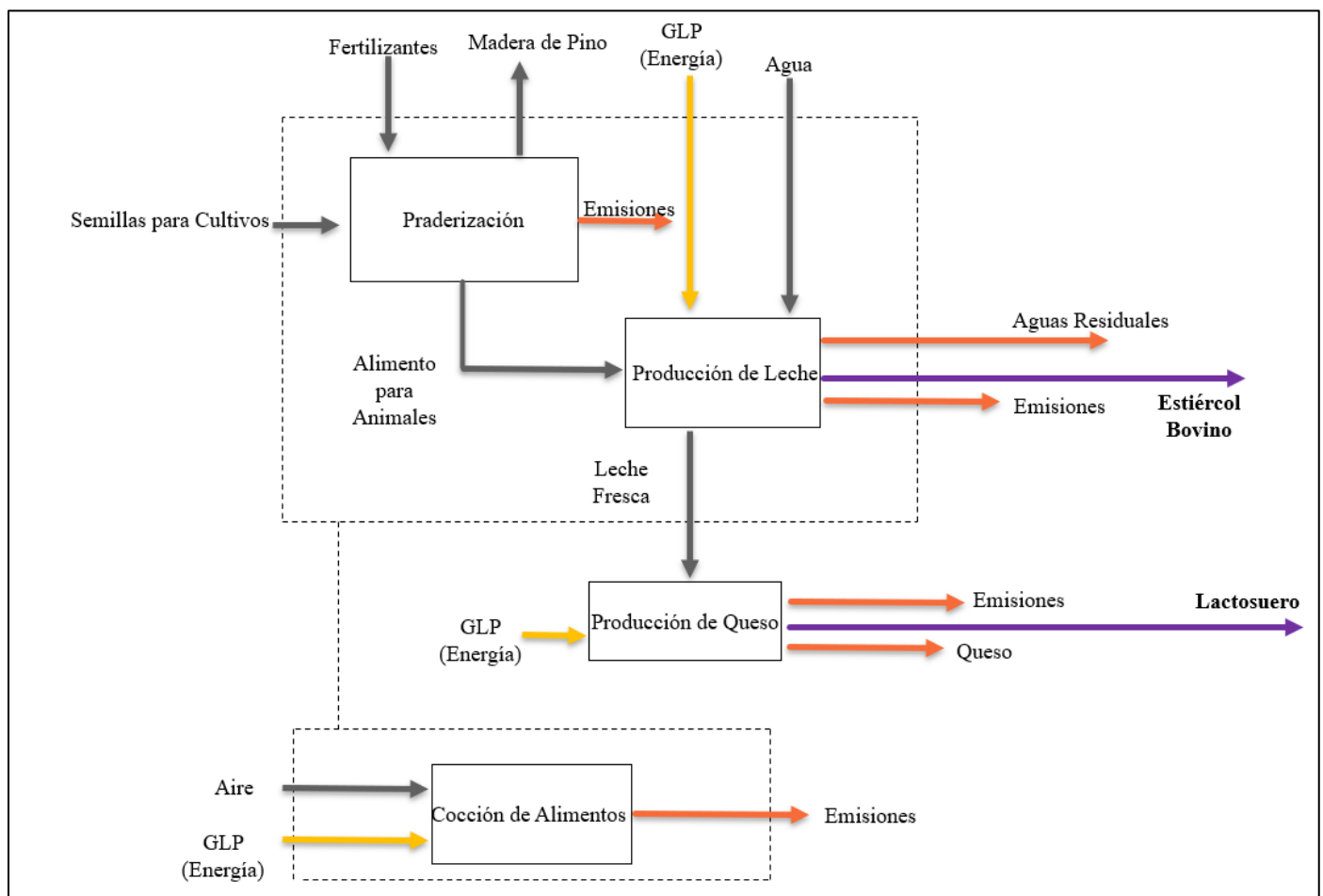
#### 3.3.1 Objetivo y Alcance del ACV del caso de estudio

El objetivo de ACV fue determinar los beneficios ambientales del sistema integrado. Para esto, se compararon dos escenarios: i) un escenario base (figura 2), en el cual los residuos (EB y LS) no tienen ningún tratamiento y son dispuestos directamente en el ambiente y la cocción de

alimentos se realiza utilizando GLP; y ii) el escenario actual donde se opera el sistema integrado (coDA+GS) (Figura 3) y se aprovechan las corrientes energéticas (biogás, gas de síntesis y energía calórica) y nutricionales (utilizando el digestato como biofertilizante). Es importante mencionar que para los balances de masa y energía se utilizaron los kg de queso producido/año como unidad funcional (UF).

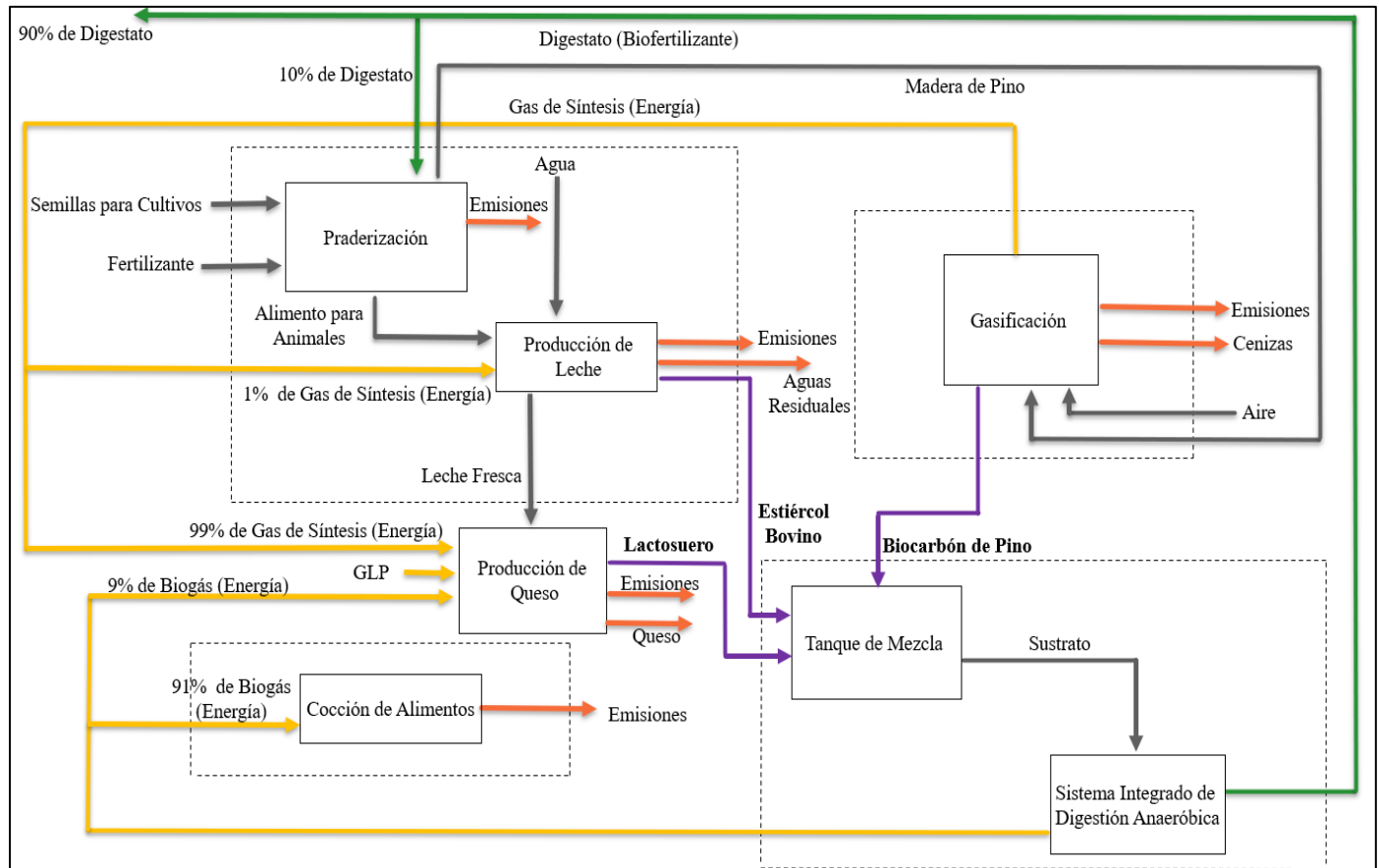
**Figura 2.**

*Diagrama del proceso considerando el escenario base*



**Figura 3.**

*Diagrama del proceso considerando el escenario integrado.*



El alcance del sistema integrado abarcó: 1) las emisiones al aire y al suelo debido al almacenamiento de estiércol; 2) producción y transporte de GLP para los dos escenarios; 3) emisiones a la atmósfera debidas a la combustión de GLP; 4) producción y transporte de fertilizantes sintéticos; 5) emisiones directas al aire y al suelo debido a la aplicación de fertilizantes sintéticos y digestato al suelo; 6) materiales para la construcción y mantenimiento de biodigestores;

7) consumo de agua y emisiones a la atmósfera por pérdidas; 8) combustión de biogás; 9) combustión de la madera de pino; 10) combustión del gas de síntesis.

### ***3.3.2 Análisis de Inventario de los escenarios base e integrado (Co-DA + GS)***

Para el inventario del escenario base se realizó una inspección previa del caso de estudio junto con una revisión bibliográfica. Por su parte, el consumo de GLP observado en Santa Rosa equivale a 74 m<sup>3</sup> mensuales (1 atm; 0 °C), los cuales son utilizados durante la producción de queso, la esterilización de máquinas de ordeño y suplir la necesidad de cocinar para cinco personas durante tres horas diarias. La cantidad de fertilizante sintético considerada se determinó en función de los requerimientos de nutrientes por hectárea al año de los cultivos más representativos del caso de estudio, que son cultivo de tomate (es decir, N: 622 kg/ha; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 170 kg/ha; K<sub>2</sub>O: 994 kg/ha) (Group, s.f.), pasto (N: 150 kg/ha; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 115 kg/ha; K<sub>2</sub>O:120) (Bernal, 2003) y pino (N: 110 kg/ha; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 70 kg/ha; K<sub>2</sub>O: 100) (Dickens et al., 2004). Para el transporte de GLP y fertilizantes sintéticos, se consideró una distancia promedio de 38 km desde las zonas urbanas hasta la granja Santa Rosa. La limpieza de las máquinas de ordeño se realizó 1 vez por semana y se empleó una solución de lavado de NaClO: 3.75 g/L; Na<sub>2</sub>SiO: 3.75 g/L (GEA, s.f.). Las emisiones directas por la combustión del GLP se estimaron considerando las tasas de emisiones de estudios previos (es decir, CO<sub>2</sub> (fósil): 3085 g/kg<sub>GLP</sub>; CO (fósil): 14.9 g/kg<sub>GLP</sub>; CH<sub>4</sub> (fósil): 0.05 g/kg<sub>GLP</sub>; COVNM: 18.8 g/kg<sub>GLP</sub>; NO<sub>x</sub>: 3 g/kg<sub>GLP</sub>; N<sub>2</sub>O: 0.15 g/kg<sub>GLP</sub>; PM<sub>2.5</sub>: 0.3 g/kg<sub>GLP</sub>; PM<sub>10</sub>: 1.1 g/kg<sub>GLP</sub>; SO<sub>2</sub>)(Garfi, et al., 2019). De manera similar, las emisiones directas al aire y suelo debidas al almacenamiento de estiércol se calcularon usando factores encontrados en la literatura (es decir,

CH<sub>4</sub>: 6.6 mg/kg<sub>estiércol</sub> por día (Garfi, et al., 2019). Las emisiones de N producto de fertilizantes sintéticos fueron calculados como: 25 % y 1 % del contenido inicial de N para NH<sub>3</sub> y N<sub>2</sub>O, respectivamente (IPCC, 2006). Las emisiones al suelo se consideraron equivalentes a las generadas en el almacenamiento del estiércol, es decir: N: 0.5% y P: 0.62% de la cantidad de LS producida al día respectivamente (Muset & Castells, 2017). El resumen del inventario del escenario base es presentado en el anexo B.

En el caso del sistema integrado, los materiales de construcción para el biodigestor se calcularon considerando las características y el diseño de las plantas de biogás. Los materiales y costos del gasificador fueron proporcionados por el fabricante. El digestato reemplazó el uso de fertilizantes sintéticos. Los requerimientos para la solución de lavado fueron los mismos que en el escenario base. Considerando que aún se aprovecha una parte de GLP, se emplearon las tasas de emisión por combustión descritas en el anterior escenario. Las emisiones directas en cuanto a la combustión del biogás, la GS de la madera de pino y el uso del gas de síntesis, se determinaron utilizando las tasas de emisión reportadas por Garfi et al., (2019), (CO<sub>2</sub> (biogénico): 1,444 g/kg<sub>biogás</sub>; CO (biogénico): 1.9 g/kg<sub>biogás</sub>; CH<sub>4</sub> (fósil): 1.0 g/kg<sub>biogás</sub>; COVDM: 0.6 g/kg<sub>biogás</sub>; NO<sub>x</sub>: 0.9 g/kg<sub>biogás</sub>; N<sub>2</sub>O: 0.09 g/kg<sub>biogás</sub>; PM<sub>2.5</sub>: 0 g/kg<sub>biogás</sub>; PM<sub>10</sub>: 0.5 g/kg<sub>biogás</sub>; SO<sub>2</sub>: 0.05 g/kg<sub>biogás</sub>). Considerando que el biodigestor opera en óptimas condiciones se tuvo en cuenta un valor de 5% de pérdidas en la producción de biogás. Respecto a la aplicación del digestato en los cultivos, las tasas de emisión directas al aire y suelo fueron las mismas que para el fertilizante sintético. El resumen del inventario del escenario integrado es presentado en el Anexo B.

## 4. Resultados

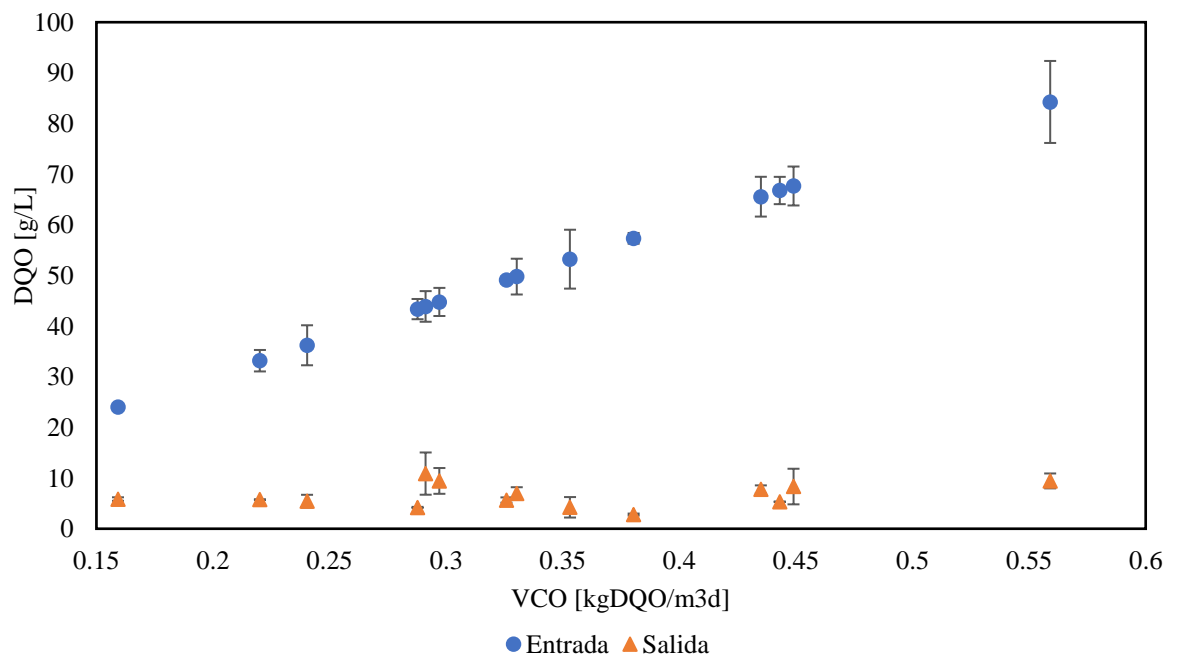
### 4.1 Fase1: Comportamiento microbiológico y bioquímico del proceso

#### 4.1.1 Variación en el contenido de materia orgánica

La figura 4 presenta la variación de la concentración de materia orgánica cargada (gDQO/L) respecto a la velocidad de carga orgánica (VCO; kgDQO/m<sup>3</sup>d).

#### Figura 4.

Concentración de materia orgánica cargada (gDQO/L) respecto a la velocidad de carga orgánica (VCO; kgDQO/m<sup>3</sup>d).



Durante el monitoreo se obtuvo una VCO promedio experimental de  $0.34 \pm 0.1$  kgDQO/m<sup>3</sup>d, donde los valores más bajos fueron de 0.15 kgDQO/m<sup>3</sup>d para la alimentación con

menor proporción de LS a 0.56 kgDQO/m<sup>3</sup>d. Usualmente los biodigestores similares al del caso de estudio operan con una VCO de 0.3 y 2 kgSV/m<sup>3</sup>d (Castro et al., 2017). Cabe resaltar que, debido a las condiciones operativas realistas del biodigestor (disponibilidad de materia orgánica y de personal, homogeneidad del alimento, etc.), el TRH fue de alrededor de 150 días, para un volumen de carga diaria de 34.5 L. La DQO del afluente y efluente fue de 43.36 g/L a 4.2 g/L, respectivamente en proporción (5:5) de EB-LS con una VCO de 0.28 kgDQO/m<sup>3</sup>d. Para una proporción (3:7) de EB-LS (condiciones actuales de operación) la DQO del afluente y efluente fue de 55.12 g/L a 6.94 g/L, con una VCO de 0.37 kgDQO/m<sup>3</sup>d. Estos resultados indican una reducción de la DQO de 90.3% a 87.6% para una VCO de 0.28 kgDQO/m<sup>3</sup>d y 0.37 kgDQO/m<sup>3</sup>d, respectivamente. Por lo anterior, se infiere que en el proceso de la DA un aumento de la VCO conlleva a una disminución en la eficiencia de la remoción de la DQO (Jaimes-Estévez et al., 2021). En general, para este estudio se obtuvo una bioconversión de DQO de 86.9%, mientras que los SV del afluente disminuyeron en promedio de 57.5 gSV/kg a 21.5 gSV/kg, correspondiendo a una remoción de materia orgánica de aproximadamente el 62.6%. Estudios previos de biodigestores tubulares reportaron tasas de eliminación de la DQO de alrededor de 67%, 92% y 76% para temperaturas en el rango mesofílico (Jaimes-Estévez et al., 2021) (Castro et al., 2017). Lo anterior indica que, las condiciones psicrotróficas en el caso de estudio no influyeron en la remoción de la DQO, ya que se obtuvieron rendimientos similares a los biodigestores que operaban en condiciones mesofílicas.

Así mismo, los resultados mostraron que alimentar biocarbón de madera de pino al proceso no influyó de manera significativa en el aumento de materia orgánica, de hecho, en el periodo de



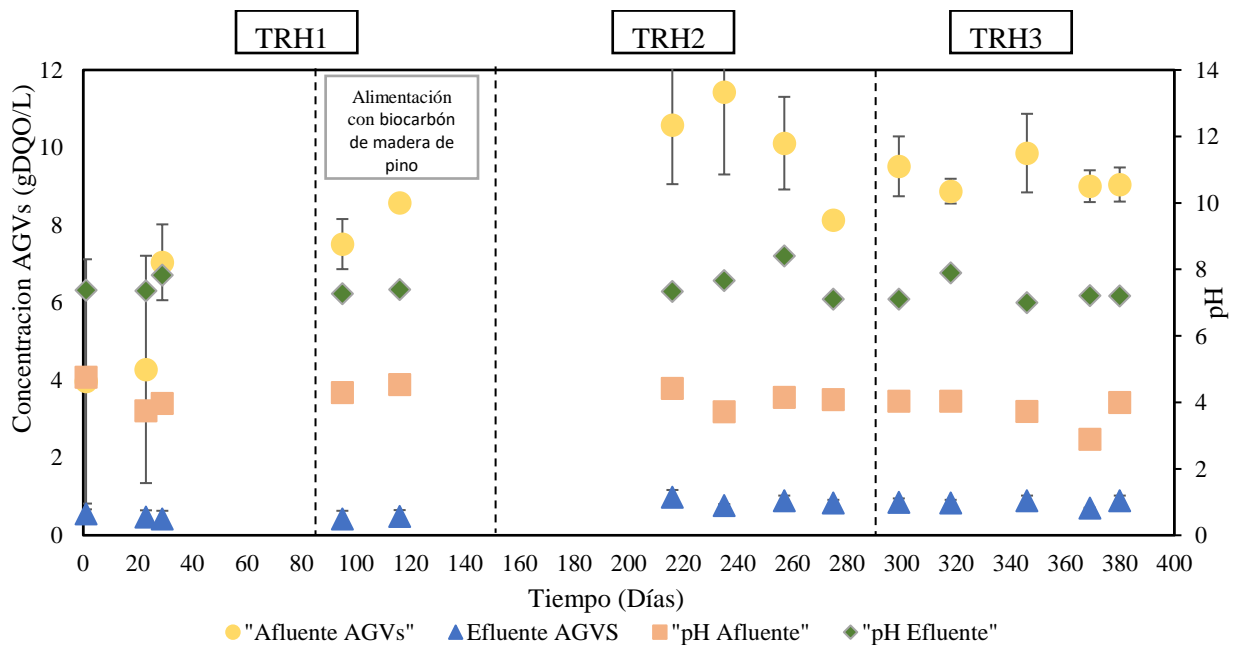
carga de este aditivo la VCO se mantuvo en  $0.39 \pm 0.04$ , la cual es equivalente al periodo de co-digestión sin biocarbón de madera de pino. En cuanto la influencia del biocarbón de madera de pino en la remoción de la DQO, no se observaron impactos relevantes, ya que, con la adición del soporte orgánico, la remoción de la DQO presentó variaciones menores al 10%.

#### 4.1.2 Determinación de la estabilidad del proceso en función del contenido de AGVs en el sistema

La figura 5 presenta la concentración de AGVs (gDQO/L) y el pH del afluente y efluente durante el monitoreo (TRH1-TRH3).

**Figura 5.**

*Concentración AGVs y pH durante el monitoreo.*



Inicialmente, se observó que en la proporción (5:5) LS-EB se alcanzó una concentración de  $5.69 \pm 1.83$  y  $0.46 \pm 0.06$  gDQO/L para la entrada y salida, respectivamente. Al aumentar la proporción de LS-EB (7:3), se evidenció un aumento significativo del 67.2% en la concentración de AGVs alimentados. Esto debido a la alta cantidad de nutrientes aportados por el LS (Erguder et al., 2001). Aun con el incremento de la concentración de ácidos alimentada al biodigestor, no se presentan riesgos de acidificación, ya que las concentraciones de AGVs a la salida fueron en promedio de  $0.81 \pm 0.13$  gDQO/L. Estos valores están por debajo de concentraciones consideradas como inhibitorias ( $>1.6$  gDQO/L) para sistemas de alimentación continua (Angelidaki et al., 2005). Así las cosas, durante todo el monitoreo, la disminución de los AGVs representa una bioconversión de  $91.46\% \pm 2.32$ . Este comportamiento es comparable con lo reportado por Jaimes-Estévez et al., (2021), quienes obtuvieron un consumo global de AGVs de  $96.45\% \pm 2.25$  para un biodigestor a condiciones psicrófilas ( $17.3^{\circ}\text{C}$ ).

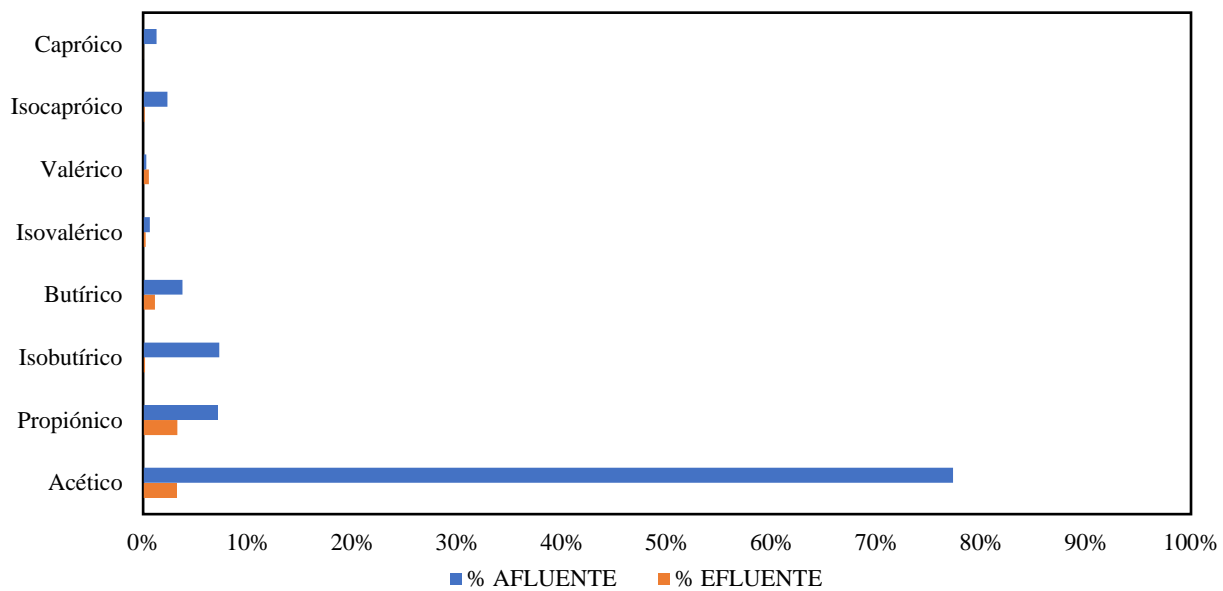
Respecto a los valores de acidez, un proceso de DA saludable mantiene el rango de pH entre 6.2 a 8.2 (Fotidis et al., 2016) . Durante el monitoreo se obtuvieron valores promedio de  $4.03 \pm 0.46$  % y  $7.44 \pm 0.38$  % para el afluente y efluente, respectivamente. Se puede evidenciar que el pH del afluente estuvo por debajo del recomendado, lo cual es congruente con la carga de AGVs alimentadas durante la CoDA. Sin embargo, el sistema logró estabilizar la acidez, manteniendo el pH del efluente dentro de los parámetros recomendados. Un aspecto para resaltar es que, aún con mayor porcentaje de LS alimentado, la adición del soporte orgánico al afluente aumentó su pH un 7% en comparación con el alimento sin biocarbón de madera de pino. De esta manera es posible

afirmar que la adición del biocarbón de madera de pino alivia la caída del pH causada por el incremento de AGVs alimentados (Jang et al., 2018).

Con el fin de evaluar el comportamiento de los ácidos individuales durante el monitoreo, se utilizó cromatografía de gases para una serie de muestras representativas del afluente y el efluente para los tiempos de retención TRH2 y TRH3. Los valores de concentración de cada ácido se presentan en la figura 6.

**Figura 6.**

*Concentración promedio de AGVs individuales para el afluente y efluente durante el monitoreo.*



Durante el monitoreo, los ácidos de mayor proporción en el afluente fueron el ácido acético, propiónico, isobutírico y butírico representando un 77.3%, 7.14%, 7.26% y 3.76% del total de los ácidos, respectivamente. Lettinga y Pol., (1991) establecieron que la concentración de ácido acético en el efluente no debe exceder concentraciones de 2,000 mg/L. Por lo anterior, se evidencia

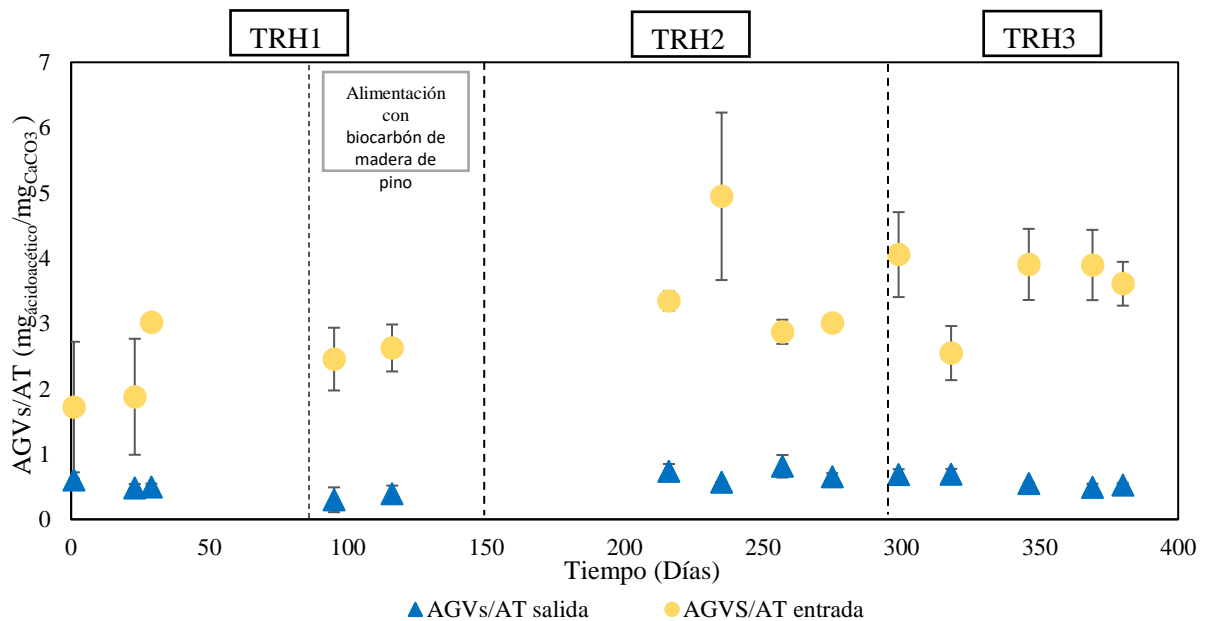
que en el proceso la concentración del ácido acético se mantuvo en los valores del rango adecuado ( $304.07 \pm 62.3$  mg/L), puesto que valores mayores pueden producir la inhibición de las bacterias metanogénicas. Además, el ácido acético y butírico en rangos óptimos son los AGVs más favorables para la formación del metano (Wijekoon et al., 2011). Otro AGV que juega un papel importante en la DA, es el ácido propiónico, puesto que, este ácido es uno de los precursores del acetato que posteriormente da lugar a la formación de  $\text{CH}_4$ . Además, el ácido propiónico es el compuesto más difícil de convertir a otros intermedios en la DA, debido a su requerimiento de presión parcial de  $\text{H}_2$  (Hill et al., 1987). De hecho, esta afirmación es congruente con los resultados obtenidos en el estudio, ya que, el ácido propiónico tuvo una conversión del 54.4% mientras que el resto de los ácidos tuvieron conversiones mayores al 62%. En cuanto a los rangos permisibles de este AGV, se ha demostrado que los metanógenos se inhiben a concentraciones de ácido propiónico en el efluente mayores a 1,000 mg/L (Wijekoon et al., 2011). Por su parte, se han desarrollado algunos índices de falla/estrés para predecir el estado de la DA. La relación P/A (ácido propiónico/ácido acético), permite establecer si un biodigestor es saludable, ya que para valores de  $P/A > 1.4$ , hay una acumulación de ácido propiónico que representa una reducción en el contenido de metano debido a la inhibición de bacterias hidrogenógenas (Bolte et al., 1989). La relación P/A promedio del monitoreo fue de 0.092 y 1.02 para el afluente y efluente respectivamente. Lo anterior indica que el proceso estuvo en la capacidad de producir metano a partir del ácido acético y propiónico disponible sin ningún riesgo de inhibición. Otro índice falla/estrés es el propuesto por Bolte et al., (1989) quienes encontraron que, para concentraciones mayores de 15 mg/L de ácido isobutírico e isovalérico en el efluente, el biodigestor podría

presentar problemas como la formación de espuma o la ineficiencia en la conversión del metano. Para el caso de estudio, se obtuvieron concentraciones en el efluente de  $16.97 \pm 6.42$  mg/L y  $22.7 \pm 8.03$  mg/L para el isobutírico e isovalérico, respectivamente. En general, el estudio de los AGVs individuales, demostró ser de suma importancia, ya que provee información sobre el estado del proceso de DA (Grados & Álvarez, 2016). De hecho, según los parámetros mencionados previamente, el proceso de CoDA + GS presentaba un metabolismo saludable, capaz de consumir materia orgánica con alto contenido de AGVs.

La figura 7 presenta la relación entre acidez y alcalinidad (AGVs/AT) o capacidad buffer para las muestras de entrada y salida durante el monitoreo (TRH1 – TRH3).

**Figura 7.**

*Capacidad Buffer (AGVs/AT) durante todo el proceso para el afluente y efluente.*



Según Martí et al., (2021) un biodigestor en correcto funcionamiento presenta una capacidad buffer entre 0.3 y 0.4  $\text{mg}_{\text{ácidoacético}}/\text{mg}_{\text{CaCO}_3}$  para el efluente. Para el caso de estudio, los valores de la capacidad buffer a la entrada demuestran que el aporte de ácidos del LS podría alterar el sistema, ya que, la concentración de AGVs a la entrada es 3 veces mayor que la alcalinidad suministrada por el alimento.

Con la adición del biocarbón de madera de pino, la AT de la carga alimentada al sistema pasó de valores promedios de  $2,162.25 \pm \text{mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$  a valores entre  $2,868.13 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L} \pm$  y  $3,800 \pm \text{mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$  en una proporción (7:3) LS-EB. Lo anterior representa un aporte mínimo de  $705.88 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$  por parte del biocarbón de madera de pino. Este comportamiento se extendió en la salida, ya que, desde la adición del biocarbón de madera de pino se obtuvo un incremento de la AT del 19.72 % tomando valores desde  $863.13 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$  hasta  $1,033.33 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ . Estos resultados son comparables con un estudio similar, que reportaron valores de AT antes del alimento del BC para el efluente de  $2,300 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ , mientras que con la adición del BC se obtuvo una AT de  $4,500 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}/\text{L}$ . Zhou et al., (2020) concluyeron que el BC aportó AT al sistema debido a su composición química (Mendoza et al., 2022).

Aun con un incremento del 45.4% en la concentración de ácidos suministrada al aumentar la proporción de LS (TRH1; LS-EB (70:30), los valores de capacidad buffer tuvieron un aumento leve, pasando de  $0.39 \pm 0.12 \text{ mg}_{\text{ácidoacético}}/\text{mg}_{\text{CaCO}_3}$  a  $0.52 \pm 0.08 \text{ mg}_{\text{ácidoacético}}/\text{mg}_{\text{CaCO}_3}$ . Estos resultados son comparables con lo encontrado por Zhou et al., (2020) quienes evaluaron la influencia del BC en la capacidad buffer, encontrando un aumento del 33.3% cuando se adicionó el soporte orgánico, respecto al control en la relación AGVs/AT. Sin embargo, a pesar del aumento

en la acidez del sistema, la capacidad buffer se mantuvo en valores inferiores a  $0.4 \text{ mg}_{\text{ácidoacético}}/\text{mg}_{\text{CaCO}_3}$ . Este comportamiento se atribuyó al BC, que por sus propiedades porosas amortiguó los ácidos evitando un incremento significativo en la capacidad buffer (Zhou et al., 2020).

#### 4.1.3 Rendimientos del proceso

La tabla 3 presenta la tasa de producción de biogás, la producción específica de biogás y la producción específica de metano para los tres TRH monitoreados y para el rango de tiempo en el cual se alimentó el biocarbón de madera de pino.

Tabla 3.

*Rendimientos del biodigestor, del proceso y producción específica de metano.*

TRH	* Tasa de Producción de Biogás [Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> d]	* Producción Específica de Biogás [Nm <sup>3</sup> <sub>biogas</sub> /kgSV d]	* Producción Específica de Metano [Nm <sup>3</sup> <sub>CH4</sub> /kgSVd]
<b>TRH1</b> sin biocarbón de madera de pino (100 días)	0.19	0.52 ± 0.1	0.26 ± 0.037
Con biocarbón de madera de pino (53 días)	0.33	0.66	0.37
<b>TRH2</b>	0.23	0.53 ± 0.08	0.34 ± 0.08
<b>TRH3</b>	0.25	0.62 ± 0.015	0.33 ± 0.036

Los resultados obtenidos en el TRH1 en el periodo sin alimentación de biocarbón de madera de pino son comparables con un estudio realizado en un biodigestor de similares condiciones ubicado en Cáchira (misma zona del caso estudio), donde los rendimientos fueron de  $0.52 \text{ Nm}^3_{\text{biogas}}/\text{m}^3_{\text{biodigestor d}}$ ,  $0.72 \text{ Nm}^3_{\text{biogas}}/\text{kgSVd}$  y  $0.42 \text{ Nm}^3_{\text{CH}_4}/\text{kgSVd}$  para una VCO de  $1.34 \text{ kgDQO}/\text{m}^3\text{d}$  (Jaime Estévez., et al 2021). Se puede evidenciar, que los rendimientos obtenidos en el estudio de referencia fueron mayores respecto a los hallados para el caso Santa Rosa. Lo anterior puede ser debido a que en el caso comparativo se utilizó una VCO de más del doble que la del caso de estudio ( $0.34 \pm 0.1 \text{ kgDQO}/\text{m}^3\text{d}$ ). Por ende, una forma de aumentar los rendimientos del biodigestor y del proceso es incrementar la carga orgánica del sistema.

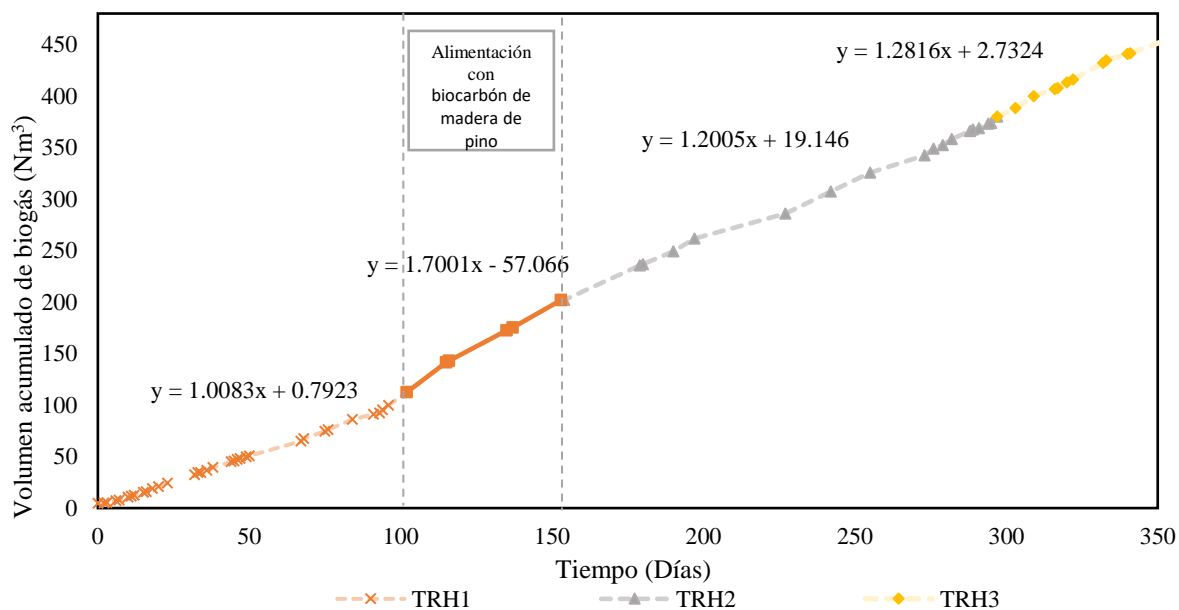
Para el TRH1(día 100 - día 153) en la segunda etapa (CoDA + biocarbón de madera de pino), se observa un aumento del 42.4%, 21.2%, 29.7% para la tasa de producción de biogás, producción específica de biogás y producción específica de metano, respecto a la etapa de CoDa sin el aditivo, por lo que fue evidente el efecto positivo del biocarbón de madera de pino en la producción de biogás y el funcionamiento del biodigestor. Además, posterior a la adición del biocarbón de madera de pino el sistema mantuvo sus rendimientos estables con variaciones mínimas del  $2.5 \pm 0.03\%$ .



En la figura 8 se presenta el comportamiento de la producción del biogás durante 350 días de monitoreo. Cabe resaltar que la pendiente de cada periodo corresponde a la producción diaria de biogás ( $\text{Nm}^3_{\text{biogas}}/\text{d}$ ).

### Figura 8.

*Producción de biogás diaria durante cada periodo de monitoreo.*



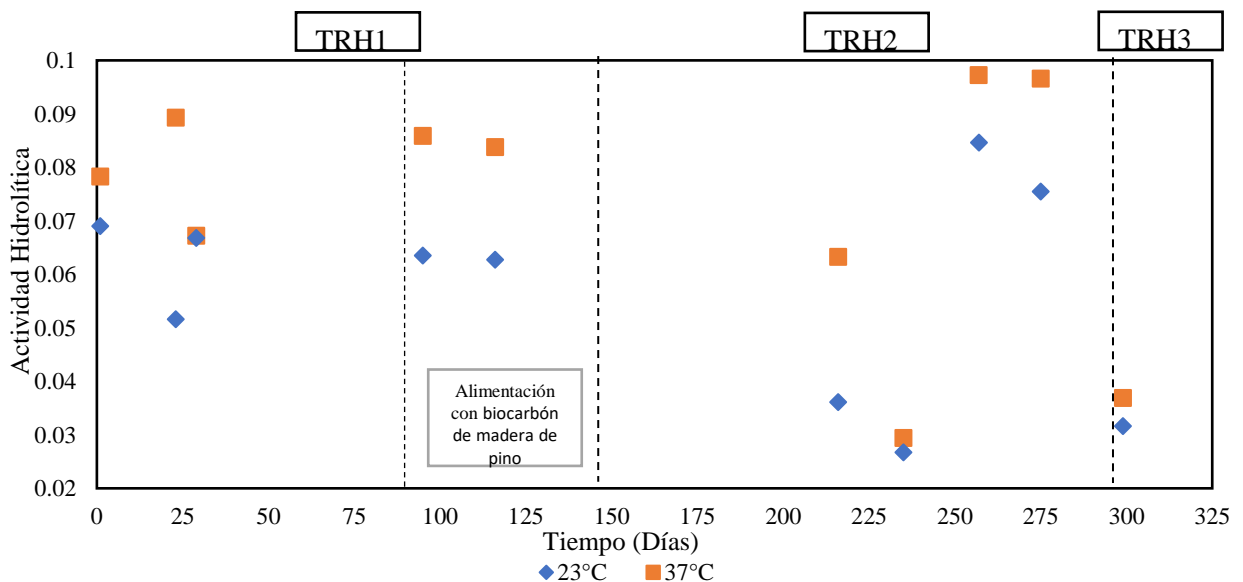
Como se puede observar, durante el TRH1 entre la etapa de CoDA y CoDA + biocarbón de madera de pino hubo un crecimiento considerable en la pendiente, representando un incremento del 68.6% en la producción de biogás, lo cual es congruente con los resultados de los rendimientos obtenidos en la tabla 3. El comportamiento anterior, demuestra que el biocarbón de madera de pino gracias a sus propiedades físicas impulsó la producción de biogás en el proceso de DA a condiciones psicrotróficas. En el TRH2, hubo una disminución del 29.4% en la producción de biogás. Esta caída podría atribuirse a cantidades no controladas en el alimento del biocarbón de

madera de pino. De hecho, (Shen et al., 2016) evaluaron el efecto del biocarbón de madera de pino a diferentes concentraciones en la DA, encontrando que agregar el aditivo en altas cantidades puede ocasionar inhibiciones en la actividad y cinética microbiana, disminuyendo la producción de biogás. A pesar de esto, después del TRH2 el sistema respondió positivamente, mostrando una tendencia creciente y estable a lo largo del monitoreo. En general, desde el inicio de la alimentación del aditivo hasta el TRH3, la producción de biogás fue de  $1.39 \pm 0.26 \text{ Nm}^3_{\text{biogas}}/\text{d}$ , es decir, 38.2% más respecto al TRH1 sin el soporte.

#### 4.1.4 Actividad Hidrolítica

En la figura 9 se presenta la actividad hidrolítica para la salida del biodigestor en función del tiempo de monitoreo a condiciones mesofílicas y psicrotróficas. Cabe resaltar que el sustrato base utilizado para el ensayo fue la celulosa.

**Figura 9:** Comportamiento de la actividad hidrolítica durante el monitoreo.



En promedio, durante el monitoreo se obtuvo una actividad hidrolítica de  $0.057 \pm 0.019$  y  $0.073 \pm 0.023$  para  $23^{\circ}\text{C}$  y  $37^{\circ}\text{C}$  respectivamente. Es decir, que a  $37^{\circ}\text{C}$  la actividad hidrolítica aumentó un 22% lo cual es congruente con Menzel et al., (2020) quienes afirman que temperaturas mayores pueden mejorar los rendimientos en la hidrolisis.

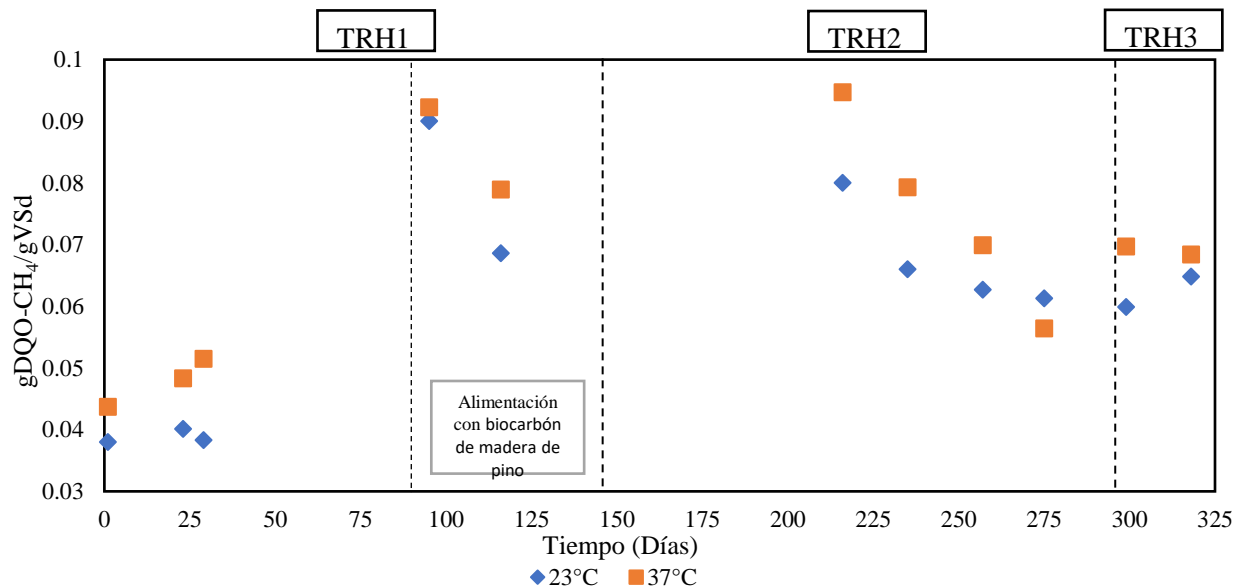
Por otro lado, estos resultados son comparables con lo descrito por Quintero et al., (2012) quienes evaluaron las capacidades de 7 inóculos para degradar la concentración celulósica en el bagazo de fique a  $39^{\circ}\text{C}$ , encontrando que para un inóculo de estiércol porcino se obtuvo una actividad hidrolítica de 0.06. Además, concluyeron que este valor representa una actividad hidrolítica alta capaz de degradar carbohidratos complejos como la celulosa. Por ende, comparando este resultado con el obtenido en el caso de estudio a  $23^{\circ}\text{C}$  la actividad hidrolítica presenta diferencias menores al 5%. Esto demuestra que en promedio la salida del biodigestor fue un lodo activo en términos hidrolíticos.

#### 4.1.5 Actividad Metanogénica

En la figura 10 se presentan los resultados de la actividad metanogénica a la salida a condiciones psicrotróficas (23°C) y mesófilas (37°C) para cada una de las etapas del monitoreo.

**Figura 10.**

*Comportamiento de la actividad metanogénica durante el monitoreo.*



Los valores obtenidos fueron en promedio de  $0.059 \pm 0.012$  gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gVSd y  $0.071 \pm 0.017$  gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gVSd, para 23°C y 37°C respectivamente. Según la literatura, un proceso de DA en mono digestión de EB estabilizado presenta valores de actividad metanogénica de 0.04 gDQO/gVSd (Estévez, 2021). Este valor es congruente con la actividad metanogénica que se obtuvo durante el TRH1 cuando la proporción de LS era baja (50:50), es decir  $0.039 \pm 0.001$  gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gVSd y  $0.048 \pm 0.0039$  gDQO<sub>CH<sub>4</sub></sub>/gVSd para 23°C y 37°C, respectivamente. Por su

parte, después de adicionar el soporte orgánico, la capacidad para producir metano se incrementó un 51% y 44.1% para 23°C y 37°C, respectivamente. Se pudo inferir que el aditivo tuvo afinidad con el inóculo ayudando a formar biopelículas en su superficie, mejorando la estabilidad y el proceso de la metanogénesis (Madrigal et al., 2022).

En general, para dar un criterio acerca del comportamiento de las actividades, se calcularon las eficiencias de las actividades globales durante el monitoreo. Los resultados mostraron eficiencias de  $67.9\% \pm 0.13$  y  $77.3\% \pm 0.08$  para la hidrólisis y la metanogénesis, respectivamente. Estos resultados son congruentes con lo descrito por Niu et al., (2014), que evaluaron las eficiencias para la DA a condiciones termófilas de estiércol de gallina encontrando rendimientos del 89.5% y 70.2% para las actividades hidrolítica y metanogénica, respectivamente. Se observó que el caso de estudio tuvo un incremento en la eficiencia de la actividad metanogénica gracias al biocarbón de madera de pino. De hecho, Jiao et al., (2016), evaluaron los efectos del BC proveniente de maderas frutales, y encontraron aumentos en los rendimientos cuando se adicionó el soporte, ya que, el BC acortó la fase de latencia y mejoró la tasa máxima de producción de metano.

Adicionalmente, la tabla 4 sintetiza las condiciones operativas del biodigestor y los resultados globales de la evaluación de los parámetros bioquímicos y microbiológicos.

**Tabla 4.**

*Resumen de las condiciones operativas del biodigestor, parámetros bioquímicos y microbiológicos.*

Condiciones Operativas	Unidades	Valor	
Años operativos	años	1.5	
Volumen	m <sup>3</sup>	8	
Carga diaria	L/d	34.5	
Temperatura ambiente	°C	17.3 ± 3.3	
VCO (experimental)	kgDQO/m <sup>3</sup> d	0.34 ± 0.1	
TRH	d	150	

Parámetro	Unidades	Valor del Afluente	Valor del Efluente
DQO	gDQO/L	54.36 ± 15.9	6.59 ± 2.32
SV	gSV/kg	57.5 ± 13.62	21.51 ± 20.6
pH		4.03 ± 0.45	7.44 ± 0.39
AGVs	gDQO/L	8.42 ± 0.72	2.16 ± 0.2
AT	gCaCO <sub>3</sub> /L	2.55 ± 1.26	1.27 ± 0.25
Actividad Hidrolítica	-	-	0.057 ± 0.02
Actividad Metanogénica	gDQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> /gVSd	-	0.059 ± 0.01

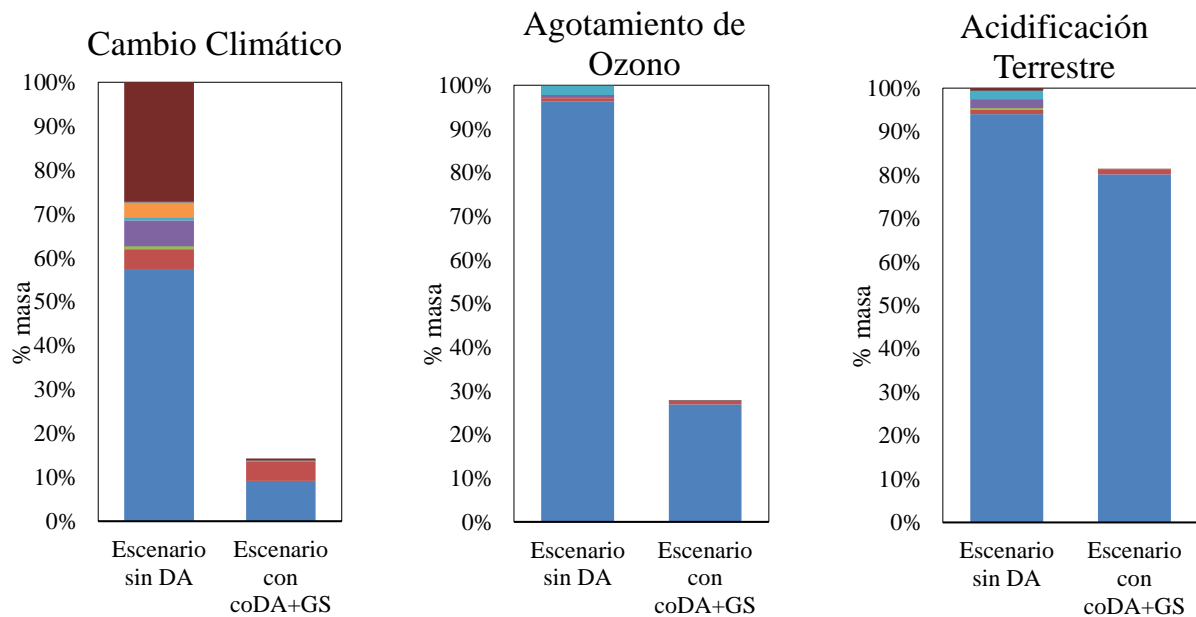
Caracterización del desempeño	Unidades	Valor	
CH <sub>4</sub>	%	56.6 ± 0.058	
TBP	Nm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> d	0.25 ± 0.056	
Producción Específica de Biogás	Nm <sup>3</sup> <sub>biogas</sub> /kgSVd	0.58 ± 0.068	
Producción Específica de Metano	Nm <sup>3</sup> <sub>CH<sub>4</sub></sub> /kgSVd	0.33 ± 0.044	
Reducción de la DQO	%	86.9 ± 6.09	
Reducción de SV	%	62.6 ± 34.9	
Eficiencia de la Actividad Hidrolítica	%	67.9 ± 0.13	
Eficiencia de la Actividad Metanogénica	%	77.3 ± 0.08	

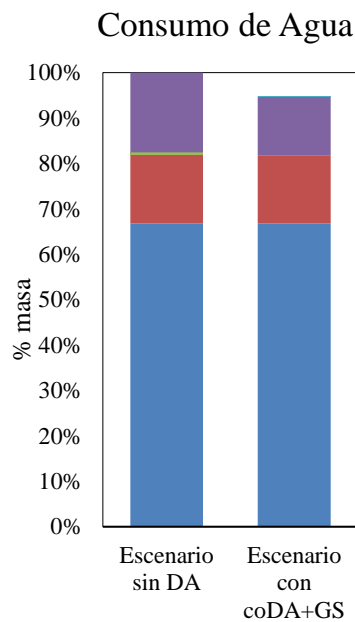
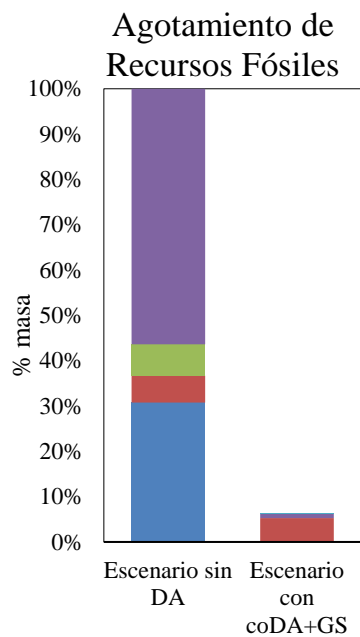
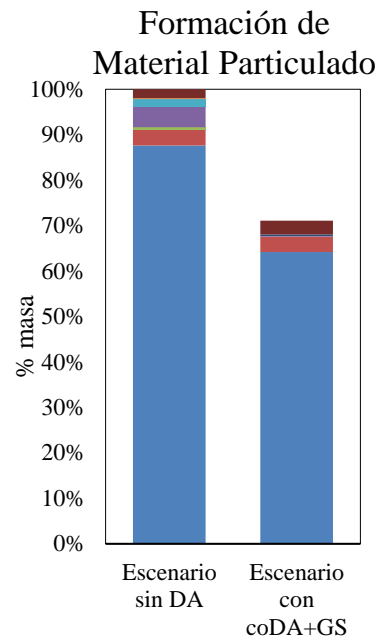
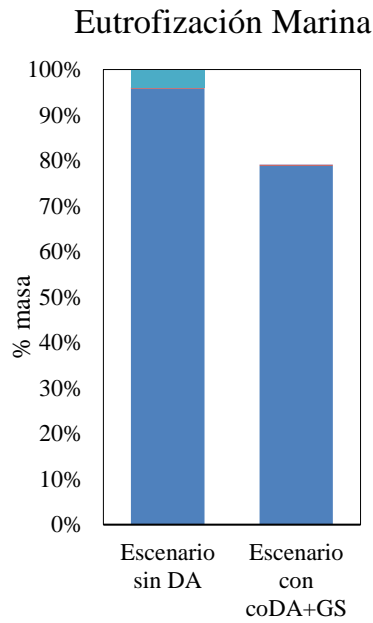
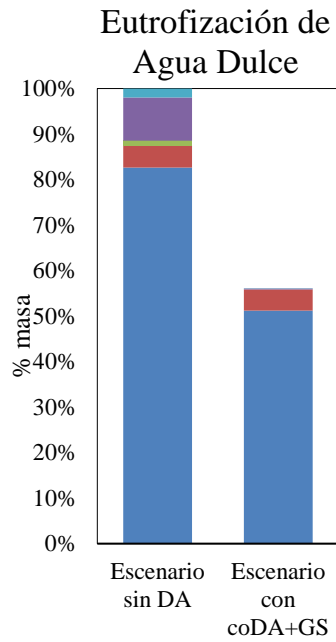
## 4.2 Fase II: Análisis de ciclo de vida del sistema integrado de gasificación más Co-digestión anaeróbica

Los impactos ambientales asociados a cada escenario referidos a la UF ( $\text{kg}_{\text{queso}}/\text{año}$ ) son presentados en la Figura 11.

**Figura 11.**

*Impactos ambientales para los escenarios base e integrado (% de masa)*





- Emisiones de combustión del GLP (producción de Queso)
- Emisiones de combustión del GLP (producción de leche)
- Emisiones de combustión del GLP (cocción)
- Emisiones de Pilas de Estiércol o Pérdidas de Biogás
- Producción de Queso
- Cocción de Alimentos
- Producción de Leche
- Actividades de Cultivo



Como es posible evidenciar, las emisiones totales del escenario base respecto al sistema integrado, fueron mayores en todas las categorías de impacto. En particular, la combustión del GLP en actividades como cocción de alimentos, la esterilización de las máquinas de ordeño y la producción de queso tuvo mayor influencia en el calentamiento global, representando un 30.7% de las emisiones de CO<sub>2</sub>eq en el escenario base. Con respecto al escenario integrado hubo una disminución del 98% de las emisiones del CO<sub>2</sub>eq. Esto debido a que, en el escenario integrado se sustituyó el GLP por el gas de síntesis como corriente energética en la esterilización de máquinas de ordeño. Es decir, que la gasificación como integración energética no aportó de manera considerable emisiones de CO<sub>2</sub>eq. Sin embargo, producto de la GS hubo un incremento del 35.3% en la formación material particulado debido a las cenizas formadas en la combustión de la madera de pino. Por otro lado, el uso de fertilizantes sintéticos en las actividades de cultivo representó un 76.4% del total de las emisiones para el escenario base en las categorías analizadas, influyendo significativamente en la acidificación terrestre (94%), eutrofización de agua dulce (82.6%), agotamiento del ozono (96%), eutrofización marina (95.8%), formación de partículas (87.6%) y consumo de agua (66.8%). Estos resultados son comparables con un estudio de ACV que encontró que cerca del 70% del impacto total se le atribuyó al uso de fertilizantes sintéticos debido al alto contenido de nutrientes lixiviados (N, P, SO<sub>2</sub>) que aportan en el suelo agrícola (Garfi et al., 2019). Con respecto al escenario integrado hubo una disminución del 29.3% gracias la sustitución del fertilizante sintético por el digestato. Cabe resaltar que, aunque el digestato logró suplir en su totalidad el uso de fertilizantes sintéticos se comprobó que este contenía un alto porcentaje de nutrientes, representando un 80%, 51.2% y 78.8% para la acidificación terrestre, eutrofización de

agua dulce y marina en el escenario integrado, respectivamente. Por su parte, las emisiones por la acumulación de pilas de EB en el escenario base representó un 1.5% de las emisiones atmosféricas, estas emisiones fueron casi nulas con respecto al escenario integrado ya que se consideró que se aprovechaba todo el EB en el proceso de DA. Otras actividades realizadas en la granja como la producción de la leche no tuvieron una influencia significativa en la disminución de los impactos ambientales, de hecho, sólo se redujeron un 0.12% con respecto al escenario base, esto debido a que, en la producción de leche se continuó usando la misma solución de lavado y la misma cantidad de agua en ambos escenarios. Producto de esta actividad se generó una cantidad significativa de aguas residuales que en ninguno de los casos tuvo un tratamiento posterior. La disposición en el ambiente de estas aguas residuales representó:  $4.4\% \pm 0.00$ ,  $4.7\% \pm 0.00$ ,  $3.4\% \pm 0.00$ ,  $5.6\% \pm 0.00$  y  $15\% \pm 0.00$ , para el calentamiento global, eutrofización de agua dulce, formación de partículas, recursos fósiles y consumo de agua para ambos escenarios, respectivamente. Como caso contrario en la producción de queso gracias a la implementación de la CoDA+GS hubo una disminución del 85% en los impactos totales gracias al postratamiento del LS en la DA y al uso del gas de síntesis en el proceso. En cuanto a la cocción de alimentos puesto que en la granja desde un inicio no se cocinaba con leña si no sólo con GLP, el uso de recursos fósiles fue la categoría con mayor influencia, representando un 7% en esta categoría en el escenario sin digestor ni gasificador. El reemplazo del GLP por el biogás en la cocción generó emisiones insignificantes (<1% del impacto total) en el escenario de CoDA+GS.

La tabla 5 presenta los valores globales para las categorías relevantes en la DA y la reducción total (%) del escenario base con respecto al integrado.

**Tabla 5.**

*Impactos globales en las categorías consideradas para el escenario base e integrado*

<b>Categoría de impacto</b>	<b>Unidad</b>	<b>Escenario sin DA</b>	<b>Escenario con CoDA+GS</b>	<b>Disminución del impacto ambiental (%)</b>
<b>Cambio climático</b>	kg CO <sub>2</sub> eq	1.34E+01	1.91E+00	85.7%
<b>Agotamiento de ozono</b>	kg CFC-11 eq	1.69E-04	4.70E-05	72.2%
<b>Acidificación terrestre</b>	kg SO <sub>2</sub> eq	2.52E-01	2.05E-01	18.6%
<b>Eutrofización de agua dulce</b>	kg P eq	6.62E-03	3.71E-03	43.9%
<b>Eutrofización marina</b>	kg N eq	1.32E-02	1.05E-02	20.9%
<b>Formación de material particulado</b>	kg PM <sub>10</sub> eq	3.85E-02	2.61E-02	27.4%
<b>Agotamiento de recursos fósiles</b>	kg oil eq	2.71E+00	1.70E-01	93.7%
<b>Consumo de agua</b>	m <sup>3</sup>	2.29E-01	2.17E-01	5.3%

En general, los impactos ambientales del escenario integrado fueron aproximadamente 7 veces menores que los del escenario base en las categorías consideradas, exceptuando el consumo de agua que para ambos escenarios tuvieron un desempeño ambiental similar. Como caso particular, las categorías con mayor disminución fueron el agotamiento de los recursos fósiles, el agotamiento del ozono y el cambio climático. Un estudio similar que evaluó el ACV para una finca ubicada en la región andina encontró una disminución del 66% y 75% para el agotamiento de los recursos fósiles y ozono respectivamente, cuando se implementó la DA (Garfi et al., 2019). Comparando ambos estudios, la integración energética obtuvo una remoción mayor en el agotamiento de recurso fósiles (30% más), mientras que, el agotamiento de ozono tuvo rendimientos similares. Este incremento en el agotamiento de recursos fósiles se debió

principalmente al aprovechamiento del gas de síntesis en las actividades de la granja. Por otra parte, el cambio climático disminuyó en un 85.7% cuando se implementó la CoDA+GS. Esto estuvo de acuerdo con un estudio que evaluó el ACV en la gestión de residuos generados en la producción del aceite de oliva con y sin DA, donde se obtuvo una disminución del 83.26% en el cambio climático para el escenario con DA (Batuecas et al, 2019). En particular, categorías como la acidificación terrestre, eutrofización marina, formación de material particulado y consumo de agua no tuvieron disminuciones mayores al 30% cuando se implementó la CoDA+GS. Esto se debe a que estas categorías están relacionadas con el uso del digestato en el suelo, y como se mencionó anteriormente este biofertilizante aportó cantidades significativas en el ambiente.

En resumen, la implementación de la gasificación en el proceso de DA promete una alternativa eficiente y de bajo costo para disminuir los impactos ambientales y reducir en mayor parte el consumo de GLP con respecto a otros escenarios que solo cuentan con el biodigestor. El presente estudio es pionero en contemplar el ACV para un sistema integrado de digestión anaeróbica y gasificación, en un sistema a escala doméstica. Por su parte, aunque el digestato reemplazó el uso y producción de fertilizantes sintéticos, reduciendo las cargas ambientales aun representa la mayor contribución al impacto general en el escenario integrado, por lo tanto, se sugiere estudiar las condiciones de operación del biodigestor para mejorar la calidad del digestato. Por último, una alternativa para disminuir el consumo de agua en el escenario integrado es diseñar una captación y tratamiento de aguas residuales. Lo anterior disminuiría los costos de consumo y el impacto global de las emisiones.

## 5. CONCLUSIONES

La adición de biocarbón de madera de pino al biodigestor para la digestión anaerobia de estiércol bovino y lactosuero repercute de manera positiva en el consumo de AGVs, la alcalinidad del medio y la producción de metano. Las concentraciones de AGVs a la salida del biodigestor estuvieron entre  $0.46 \pm 0.06$  y  $0.81 \pm 0.13$  g DQO/L, alcanzándose remociones de hasta del  $91.86\% \pm 2.32$ .

Adicionar biocarbón de madera de pino, al proceso de digestión anaerobia de estiércol bovino y lactosuero, permite incrementar los rendimientos en un 42.4%, 21.2% y 29.7% para la tasa de producción de biogás, producción específica de biogás y producción específica de metano, respectivamente. Gracias a las propiedades físicas y químicas del biocarbón de madera de pino se evidencia un efecto positivo en la producción de biogás y el funcionamiento del biodigestor.

La implementación del sistema integrado (Gasificación de madera de pino y digestión anaerobia de estiércol y lactosuero) en la finca Santa Rosa contribuyó a reducir los impactos asociados al cambio climático en un 85%. Al reemplazar el GLP por gas de síntesis y del biogás, el uso de recursos fósiles se redujo en un 93.7%.

Este estudio permitió visualizar a la gasificación como una alternativa de bajo costo, amigable con el ambiente que mejora el proceso de DA. La integración energética puede mejorar la calidad de vida de las personas que habitan en zonas rurales ya que, ayuda a disminuir los costos asociados a la compra de fertilizantes y de pipetas de GLP.

**REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- al., A. e. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *El Servier*.
- Alberg, T., Cassee, F., Groeng, E., Dybing, E., & Lovik, M. (2009). Fine ambient particles from various sites in Europe exerted a greater IgE adjuvant effect than coarse ambient particles in a mouse model. *Health*, 1-13.
- Anderson et al. (1992). *Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digesters using a simple titration*. Bucaramanga: UIS.
- Angelidaki et al. (2005). *Effect of operating conditions and reactor configuration on efficiency of full-scale biogas plants*. Chicago.
- Angelidaki et al. (2009). Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *El Servier*.
- Annika, G., Michael, Z., & Hauschild, A. (2021). Factores de efecto globalmente diferenciados para caracterizar la acidificación terrestre en la evaluación del impacto del ciclo de vida. *El Servier*, 143280–143280. .
- Aponte, M., & Soledad-Rodriguez, B. (2021). Tendencias en el uso de biocarbón como acondicionador de suelos. *Revista de Química*, 44-51.
- ASHRAE. (2021). Global Climate Change. *American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE)*, 29.1.1.2.
- Astals et al. (2015). Desarrollo y validación de una prueba rápida de inhibición y toxicidad anaeróbica. *PubMed*, 208-15.
- Batuecas et al. (2019). Life Cycle Assessment of Waste Disposal from Olive Oil Production: Anaerobic Digestion and Conventional Disposal on Soil. *Journal of environmental management*, 94-102.
- Bermejo, V., Alonso, R., Elvira, S., Rábago, I., Aracil, J., & García, M. (s.f.). El ozono troposférico y sus efectos en la vegetación [Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM)]. *CREAF*.
- Bernal, J. (2003). *Manual de nutrición y fertilización de pastos*. Quito.
- Bolte et al. (1989). Digester stress as related to iso-butyric and iso-valeric acids. *Biological Wastes*, 33-37.

- Bridget, R., Harrison, J., Siyue, J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra, J., . . . Arie, J. (2016). Emisiones de gases de efecto invernadero de las superficies de agua de los embalses: una nueva síntesis global. *PubMed*, 949-964.
- Cardenas, N. (2022). *Encuesta Nacional de Calidad de Vida -ECV- 2021*. Dane.
- Castro et al. (2017). Monitoreo de digestores de bajo costo en condiciones realistas: uso rural de biogás y calidad del digestato. *El Servier*, 311-317.
- Castro et al. (2019). "*Revista RedBioLAC, Cuarta Edición*". Latinoamérica y Caribe: RedBiolac.
- Colina, D., & Bolte, J. (1989). Digester Stress as Related to Iso-butyric and Iso-valeric Acidsl . *El Servier*, 33-37.
- Cucina et al. (2021). "*Benefits and risks of agricultural reuse of digestates from plastic tubular digesters in Colombia*". Waste Management.
- DEngineeringia. (2022). Utilización del Análisis del ciclo de vida en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. *Handle*.
- Díaz et al. (2002). Una aproximación a la tecnología. *Universidad Nacional de Colombia*, 160-162.
- Díaz et al. (2022). Effects of biochar obtained from grape agricultural residues on biogas generation. *Revista de Investigadores Altoandinas*, 278-288.
- Dickens et al. (2004). *Fertilización de Plantaciones de Pino*. Quito.
- E1218-04, A. (2012). Standart Guide for conducting static toxicity test with microalgae. *ESA*.
- Erguder et al. (2001). Anaerobic biotransformation and methane generation potential of cheese whey in batch and UASB reactors. *Waste Management*, 643-650.
- Estévez, J. (2021). From laboratory to farm-scale psychrophilic anaerobic codigestion of cheese whey and cattle manure. *Bioresource Technology*.
- FAO. (2018). *Panorama de la pobreza rural en América Latina y el Caribe 2018*. Santiago: FAO.
- Fotidis et al. (2016). Alternative Co-Digestion Scenarios for Efficient Fixed-Dome Reactor Biomethanation Processes. *Journal of cleaner production*, 610-617.
- Friendlans, M., Cossarini, G., Daewel, U., Estournel, C., Gorriz, E. G., Grizzetti, B., . . . Vandenbulcke, L. (2021). Effects of Nutrient Management Scenarios on Marine Eutrophication Indicators: A Pan-European, Multi-Model Assessment in Support of the Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science*.

- Garay et al. (2022). Estudio teórico sobre el efecto del uso de soportes orgánicos en el proceso de digestión anaeróbica. *Universidad Industrial de Santander*.
- García, F. J. (2013). *Evaluación del proceso de codigestión anaeróbica de la pulpa de café con excretas ovinas para la generación de biogás y su adaptación en un Beneficio de café*. Región Xalapa: Universidad Veracruzana.
- Garfi et al. (2019). Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale. *El Sevier*.
- Garfi et al. (2019). *Evaluating environmental benefits of low-cost biogas digesters in small-scale farms in Colombia: A life cycle assessmen*. Colombia: Bioresource.
- GasNova. (13 octubre 2022). *Informes Estadísticos del GLP*. gasnova.
- Gasnova. (2022). *Informes Estadísticos del GLP*. Gasnova.
- GEA. (s.f.). Obtenido de <https://www.gea.com/es/dairy-farming/index.jsp>
- Grados, R., & Álvarez, M. (2016). Técnica Headspace asociada a cromatografía de gases para la identificación y cuantificación de ácidos grasos volátiles producidos tras la digestión anaeróbica de paja de cebada *Hordeum vulgare*. *Con-Ciencia*.
- Group, H. (s.f.). *Guia de cultivo*. Obtenido de <https://www.haifa-group.com/es/gu%C3%ADa-de-cultivo-recomendaciones-de-fertilizaci%C3%B3n-para-tomate>
- Gutiérrez et al. (2022). Analysis of Biochars Produced from the Gasification of Pinus Patula Pellets and Chips as Soil Amendments. *Maderas*.
- Herrero, J. M., Castro, L., Jaimes, J., Grijalva, M., Aldás, M. B., & Escalante, H. (2022). *Desde el laboratorio hasta la codigestión anaeróbica psicrófila a escala de granja de suero de queso y estiércol de ganado*. Bioresource Technology.
- Hill et al. (1987). Using Volatile Fatty Acid Relationships to Predict Anaerobic Digester Failure. *Transactions of the ASAE*.
- Huertas, R. A. (2015). *Digestión anaeróbica : mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria*. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia: Producción + Limpia.
- IDEAM. (2022). *CLIMA DE COLOMBIA*. COLOMBIA: MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE.
- IPCC. (2006). IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. (4887880324), 5.
- ISO. (2006). *NORMA ISO 14040*. Geneva, Switzerland.



- Jaimes Estévez, e. a. (2021). *Psychrophilic Full Scale Tubular Digester Operating over Eight Years: Complete Performance Evaluation and Microbiological Population*. *Energies*.
- Jaimes, J., Castro, L., & Escalante, H. (2022). Tratamiento de codigestión de suero de queso en un sistema tubular: comportamiento microbiológico a lo largo del eje axial. *conversión de biomasa Bioref*, 5719–5728.
- Jaimes-Estévez et al. (2023). Biochar as metabolic efficiencies modulator in psychrophilic anaerobic co-digestion: Cheese whey and cattle manure as a case study. *Bioresource Technology*.
- Jang et al. (2018). Jang, Hyun Min, Yong-Keun Choi, and Eunsung Kan. “Effects of Dairy Manure-Derived Biochar on Psychrophilic, Mesophilic and Thermophilic Anaerobic Digestions of Dairy Manure.” *Bioresource technology* 250 (2018): 927–931. Web. *Bioresource technology*, 927-931.
- Jiao et al. (2016). "Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes". PubMed.
- Kohli, R. (2016). fundamentos y Aspectos Aplicados. *El Servier*.
- Lee et al. (2021). "Biochar utilisation in the anaerobic digestion of food waste for the creation of a circular economy via biogas upgrading and digestate treatment". *Bioresource Technology*.
- Lettinga, G., & Pol, L. H. (1991). UASB-Process Design for Various Types of Wastewaters. *Water science and technology* , 87-107.
- Liu, Y., Cano, G., & Zhao, N. (2019). Integrate machine learning and geostatistics for high-resolution mapping of ground-level. *Health*.
- Madrigal et al. (2022). Biochar from bovine manure as a sustainable additive to improve the anaerobic digestion of cheese whey. *Bioresource Technology*.
- Martín N., P. M. (2021). "Revista RedBioLAC, Quinta Edición,". Latinoamerica y el Caribe: ISSN 2392-7408.
- Medina, P., Rodriguez, E., Prado, R., & Rivas, S. (2022). Contaminación por ozono, estrés oxidativo, plasticidad sináptica y neurodegeneración, *Neurología*, *Neurología*, 277-286.
- Mendieta et al. (2021). "Low-cost anaerobic digester to promote the circular bioeconomy in the non-centrifugal cane sugar sector: A life cycle assessment". *Bioresource Technology*.

- Mendoza et al. (2022). Biocarbón como aditivo en la digestión anaeróbica de lodos municipales: propiedades del biocarbón y sus efectos en el rendimiento de la digestión. *IESTEC*, 554-559.
- Menzel et al. (2020). Role of Microbial Hydrolysis in Anaerobic Digestion. *Energies*, 5555.
- Mittal et al. (2016). Desarrollos en Contaminación y Limpieza de Superficies. *Fundamentos y Aspectos Aplicados (2da Edición)*, 11.2.4.1.
- Morales, J., & Anselmo, J. (2020). Bases físicas de la radiación ionizante. *Cardiología*, 32-40.
- Mumme et al. (2014). Use of Biochars in Anaerobic Digestion. *Bioresource technology*, 184-197.
- Muset, G., & Castells, M. L. (2017). Valorización del Lactosuero. *1*.
- Niu et al. (2014). Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure. *Chemical Engineering Journal*, 587-596.
- Peces, M. A. ((2018)). Deterministic mechanisms define the long-term anaerobic digestion microbiome and its functionality regardless of the initial microbial community. *Water research*, . 141, 366-376. .
- Quintero et al. (2012). Enhancement of Starting up Anaerobic Digestion of Lignocellulosic Substrate: Figue's Bagasse as an Example. *Bioresource technology*, 8-13.
- Rajinikanth et al. (2013). "*Sustainable Agro-Food Industrial Wastewater Treatment Using High Rate Anaerobic Process*".
- RedBioLac. (2022). *Red de Biodigestores en América Latina y el Caribe: Estudios de Caso y Recomendaciones Futuras*. Red de Biodigestores en América Latina y el Caribe: Estudios de Caso y Recomendaciones Futuras: IDB.
- Sandoval et al. (2009). Microbiological characterization and specific methanogenic activity of anaerobe sludges used in urban solid waste treatment. *Waste Management*, 704-711.
- Shen et al. (2016). "*Towards a sustainable paradigm of waste-to-energy process: Enhanced anaerobic digestion of sludge with woody biochar*". *Journal of Cleaner Production*.
- SigloVentiuno. (2022). os recursos minerales y los límites del crecimiento económico . *ESOCITE*
- SimaPro. (2022). LCA software for informed-change makers. (2022, 7 julio). SimaPro. *LCA*.
- Song et al. (2021). *Coupling biochar with anaerobic digestion in a circular economy*. China: ISSN 1364-0321.

- Soto et al. (1993). Methanogenic and non-methanogenic activity tests-theoretical basis and experimental set-up. *Water Research*, 1361-1376.
- Toro et al. (2017). Evaluation of anaerobic digestion and co-digestion of food waste and grass cuttings in laboratory scale bioreactors. *ION*, 105-116.
- Tripathi et al. (2016). *Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review*. El Servier.
- Vega et al. (2022). *Matriz de selección de energías alternativas basada en análisis multi-atributo para la conservación de pescado*. Scielo.
- Wijekoon et al. (2011). Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource technology*, 5353-5360.
- Xu et al. (2018). *Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities*. Bioresource Technology,.
- Zhang, H. (2021). The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of The Total Environment*, 0048-9697.
- Zhou et al. (2020). Biocarbón como aditivo en la digestión anaeróbica de lodos municipales: propiedades del biocarbón y sus efectos en el rendimiento de la digestión. *Sociedad Química Americana*, 6391-6401.