



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

ESTABILIZACIÓN DEL LODO SECUNDARIO DE UNA PTAR POR CO -  
DIGESTIÓN ANAEROBIA

AUTOR

Michelle Victoria Serrano Meyer

AÑO

2018



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

ESTABILIZACIÓN DEL LODO SECUNDARIO DE UNA PTAR POR CO –  
DIGESTIÓN ANAEROBIA

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos establecidos  
para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y Remediación

Profesor Guía

MSc. Viviana Pavlova Sigcha Terán

Autora

Michelle Victoria Serrano Meyer

Año

2018

## DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Estabilización del Lodo Secundario de una PTAR por Co – digestión Anaerobia, a través de reuniones periódicas con el estudiante Michelle Victoria Serrano Meyer, en el semestre 2018-2, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

---

Viviana Pavlova Sigcha Terán

Máster Universitario en Gestión Integral del Agua

172221616-3

## DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

"Declaro haber revisado este trabajo, Estabilización del Lodo Secundario de una PTAR por Co – digestión Anaerobia, de Michelle Victoria Serrano Meyer, en el semestre 2018-2, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".

---

Daniel Hernán Hidalgo Villalba

Magister en Ciencias Especialización Ingeniería Ambiental

C.I.: 1801914449

## DECLARACIÓN DE AUDITORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”

---

Michelle Victoria Serrano Meyer

C.I.: 1714966726

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios por cada una de sus bendiciones. A mi familia, amigas y amigos que incondicionalmente me han acompañado a lo largo de todos estos años. A MSc. Pavlova Sigcha, MSc. Daniel Hidalgo, Giovanna Moran y Carmen Laguna por su guía y ayuda en la elaboración del presente estudio.

## **DEDICATORIA**

A mis padres; Paul y Frieda, que a través de su sacrificio y cariño puedo culminar esta etapa de mi vida. A mis tíos; James y Luis Guillermo y mis tías; Jean y Mari, que con mucho cariño me han apoyado en cumplir mis sueños. A mis abuelas y hermana; Raquel, Elizabeth y Sarah, por todo su cariño. A mi Momi, por ser mi compañera incondicional tantos años y por muchísimo más, mi pequeña amiga.

## RESUMEN

El presente estudio buscó una alternativa para los lodos secundarios de la PTAR de la Sede Udlapark de la Universidad de las Américas.

Principalmente se buscó la estabilización del sustrato por medio de la co – digestión anaerobia con estiércoles de cerdo y vaca, bajo temperaturas mesofílicas (35°C) y termofílicas (55°C) y la aplicación previa de un pre – tratamiento térmico (170°C por 90 minutos). A lo largo del proceso de digestión se analizaron diversos parámetros físico – químicos, como alcalinidad, pH, DQO y DBO<sub>5</sub>, que fueron utilizados como indicadores de la estabilidad y eficiencia del proceso. Así también, se monitoreó el contenido de sólidos volátiles y de coliformes fecales para la verificación del cumplimiento de la normativa de estabilización de lodos utilizada (USEPA, 1992). Por último, se evaluó el contenido de metano en el biogás resultante del proceso de cada una de las variables mencionadas.

La estabilización del lodo secundario se logró por medio de la co – digestión anaerobia mesofílica y termofílica con estiércol de cerdo. En estos casos, se obtuvieron biosólidos clase “A” y el contenido final de metano en el biogás estuvo entre 55.65 a 60.5%. Por lo general, la co – digestión con estiércoles de cerdo y vaca mejoró la estabilidad de los procesos, el contenido de metano en el biogás, la biodegradabilidad del sustrato y la reducción del material orgánico. Por otro lado, la digestión mesofílica fue el proceso más estable y la aplicación del pre – tratamiento térmico tuvo distintos efectos sobre los distintos sustratos. En fin, la co - digestión con estiércol de cerdo demostró mejorar el proceso de estabilización del lodo secundario de una PTAR por digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

**Palabras clave:** biogás, co – digestión, digestión anaerobia, estiércoles, lodos, mesofílico, tratamiento térmico, termofílico.

## ABSTRACT

The aim of the present study was to establish an alternative for the disposal of the secondary sludges generated at the WWTP at the Universidad de las Américas.

The stabilization of the sludges was carried out by means of anaerobic co – digestion with pig and cattle manures, at different temperatures systems, such as mesophilic (35°C) and thermophilic (55°C), and with an application of a thermal pre – treatment prior to its digestion process (170°C, 90 minutes).

Throughout the study, several physical – chemical parameters, such as alkalinity, pH, COD and BOD<sub>5</sub> were analyzed and interpreted as process stability and efficiency indicators. The content of volatile solids and fecal coliforms were also evaluated in order to verify their compliance with the regulation criteria used (USEPA, 2012). Finally, the methane content in the biogas of the diverse substrate was determined.

The sludges stabilization was achieved through mesophilic and thermophilic anaerobic co – digestion of pig manure. Class “A” biosolids were obtained and the biogas of these substrates had a final methane content between 55.65 and 60.5%. In general, anaerobic co – digestion of pig and cattle manure increased process stability and biogas methane content as well as substrate biodegradability and organic matter removal rates. On the other hand, mesophilic anaerobic digestion proved to be a more stable system compared to a thermophilic system and the use of a thermal pre – treatment prior the anaerobic digestion process proved to have distinct effects on the substrates.

In conclusion, anaerobic co - digestion of pig manure enhanced the stabilization process of the secondary sludge of a WWTP both in mesophilic as well as in thermophilic regimes.

**Key words:** biogas, co – digestion, anaerobic digestion, sludges, manures, mesophilic, thermal treatment, thermophilic

# ÍNDICE

1. CAPÍTULO I. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes .....	1
1.2. Objetivos .....	5
1.2.1. Objetivo General.....	5
1.2.2. Objetivos específicos.....	5
1.3. Alcance .....	6
1.4. Justificación.....	7
2. CAPÍTULO II. Marco Teórico .....	9
2.1. Lodos biológicos de PTARs .....	9
2.1.1. Origen y composición .....	9
2.1.2. Estabilización de lodos .....	10
2.1.2.1. Criterios de estabilización .....	10
2.1.3. Principales metodologías de estabilización de lodos.....	18
2.1.3.1. Compostaje.....	19
2.1.3.2. Estabilización Alcalina.....	19
2.1.3.3. Digestión Aerobia.....	19
2.1.3.4. Digestión Termofílica Autotérmica .....	20
2.1.3.5. Digestión Anaerobia.....	21
2.1.4. Ventajas y desventajas de los procesos de estabilización de lodos	21
2.1.5. Principios de la Digestión Anaerobia .....	24
2.1.5.1. Digestión Anaerobia Mesofílica (35°C) .....	24
2.1.5.2. Digestión Anaerobia Termofílica (55°C).....	25
2.1.5.3. Ácidos Grasos Volátiles (AGVs).....	25
2.1.5.4. Alcalinidad y pH .....	26
2.1.5.5. Microorganismos y pH .....	27
2.1.5.6. DBO y DQO .....	31
2.1.5.7. Sólidos Volátiles (SV).....	31
2.1.5.8. Temperatura.....	32
2.1.6. Metodologías de optimización del biogás.....	33

2.1.6.1.	Pre – acondicionamiento térmico .....	34
2.1.6.2.	Co – digestión con desechos sólidos orgánicos.....	35
2.1.7.	Alternativas referentes a biosólidos .....	37
2.1.7.1.	Aplicación en suelos (suelos agrícolas y forestales).....	37
2.1.7.2.	Materiales de construcción.....	39
2.1.7.3.	Disposición en superficies.....	39
2.1.7.4.	Incineración.....	40
<b>3.</b>	<b>CAPÍTULO III. Metodología.....</b>	<b>41</b>
3.1.	Selección de Sustratos.....	41
3.1.1.	Obtención de lodos secundarios.....	41
3.1.2.	Diseño experimental del estudio.....	42
3.1.3.	Obtención de estiércoles de cerdo y vaca .....	43
3.1.4.	Espesamiento del lodo .....	44
3.1.5.	Contenido en peso seco de las mezclas lodo – estiércol .....	44
3.1.6.	Pre – tratamiento térmico .....	46
3.1.7.	Digestión Anaerobia mesofílica y termofílica .....	47
3.1.8.	Análisis del biogas .....	48
3.1.8.1.	Volumen de biogás producido (mL) .....	48
3.1.8.2.	Contenido de Dióxido de Carbono (% CO <sub>2</sub> ) del biogás .....	49
3.1.9.	Análisis físico – químicos.....	50
3.1.9.1.	Obtención del sobrenadante .....	50
3.1.9.2.	Alcalinidad.....	50
3.1.9.3.	Demanda Química de Oxígeno (DQO) .....	51
3.1.9.4.	Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) .....	52
3.1.9.5.	Potencial de Hidrógeno (pH).....	53
3.1.9.6.	Sólidos Totales y Volátiles (ST y SV).....	54
3.1.9.7.	Análisis microbiológicos .....	55
<b>4.</b>	<b>CAPÍTULO IV. Resultados .....</b>	<b>58</b>
4.1.	Proporción de dilución de los estiércoles con los lodos .....	58
4.2.	Caracterización inicial de las mezclas .....	60
4.3.	Digestión Anaerobia de Sustratos Pretratados .....	61
4.3.1.	Reevaluación de parámetros físico – químicos .....	61
4.3.2.	Potencial de Hidrógeno (pH) .....	63

4.3.3.	Alcalinidad .....	67
4.3.4.	Sólidos Volátiles .....	73
4.3.5.	Biogás generado.....	77
4.3.6.	Digestiones anaerobias mesofílica y termofílica de los sustratos .	80
4.3.6.1.	Potencial de Hidrógeno .....	80
4.3.6.2.	Alcalinidad de los lodos secundarios .....	82
4.3.6.3.	Alcalinidad de la mezcla lodos – estiércol cerdo .....	83
4.3.6.4.	Alcalinidad de la mezcla lodos – estiércol vaca .....	84
4.3.6.5.	Sólidos Volátiles.....	85
4.3.6.6.	Biogás generado .....	87
4.3.7.	Caracterización final .....	89
4.3.7.1.	Alcalinidad.....	91
4.3.7.2.	DBO5 .....	92
4.3.7.3.	DQO.....	92
4.3.7.4.	Sólidos Volátiles.....	92
4.3.7.5.	Coliformes Fecales .....	93
<b>5.</b>	<b>CAPÍTULO V. Análisis de resultados .....</b>	<b>93</b>
5.1.	Alcalinidad.....	93
5.2.	DBO5 y DQO .....	95
5.3.	Sólidos Volátiles .....	97
5.4.	pH y microorganismos.....	100
5.5.	Generación de biogás .....	103
<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....</b>	<b>107</b>
6.1.	Conclusiones.....	107
6.2.	Recomendaciones.....	108
	<b>REFERENCIAS .....</b>	<b>109</b>
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>117</b>

## **1. CAPÍTULO I. Introducción**

### **1.1. Antecedentes**

La gran mayoría de los sistemas hídricos naturales alrededor del mundo se encuentran presionados, puesto que éstos actúan como receptores de las aguas contaminadas resultantes de las diferentes actividades domésticas e industriales. Para la reducción del ingreso de aguas contaminadas a los cauces naturales se suelen implementar Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs), las cuales depuran las aguas servidas con el fin de alcanzar niveles establecidos por las normativas y estándares de calidad referentes a diferentes parámetros de los efluentes previo a su reingreso a los cuerpos hídricos. Las PTARs disminuyen el ingreso de contaminantes a los ecosistemas acuáticos conservando su diversidad y funcionalidad y contribuyendo también con el bienestar y calidad de vida de las sociedades.

Si bien el principal producto de las PTARs es agua descontaminada, es importante considerar que el proceso también genera grandes cantidades de subproductos cuyas disposiciones son desafiantes. Entre estos, los lodos resultantes del proceso de tratamiento primario y/o secundario del agua, cuya disposición puede representar hasta el 50% de los costos operacionales de la planta (Appels, Baeyens, Degreve y Dewil, 2008) y su contenido es alto en organismos bacterianos y patógenos y en algunos casos pueden contener cantidad significativas de metales pesados, por lo que deben ser sometidos a un tratamiento de estabilización previo a su disposición.

Actualmente, existen varias alternativas para la disposición de los lodos previamente estabilizados, entre ellas el relleno de paisajes con los mismos, la combustión, el compostaje y el uso en tierras agrícolas (Zhang et al., 2014). Considerando la posibilidad de recuperación de un recurso durante la estabilización de los lodos, la digestión anaerobia ha adquirido gran interés (Zhang et al., 2014), incluso es la metodología de estabilización de lodos más aceptada e implementada por los sistemas de depuración de aguas residuales

(Bolzonella, Cavinato, Fatone, Pavan y Cecchi, 2012; De la Rubia, Perez, Romero y Sales, 2005; Gavala, Yenal, Skiadas, Westermann y Ahring, 2003; Ferrer, Ponsá, Vázquez y Font, 2008). Entre las ventajas de este tratamiento se incluye a la disminución de hasta el 50% del volumen del lodo que requiere de disposición final (por lo que se limita la generación excesiva de lodos a ser gestionados y los costos asociados), la encapsulación de olores y aerosoles, una alta remoción de agentes patógenos y la recuperación del recurso por la producción de energía en forma de metano en tasas mayores a aquellas requeridas para la operación de la planta y en consecuencia la reducción del consumo de energía por la misma (De la Rubia et al., 2005; Solera et al., 2001; Ferrer et al., 2008, Metcalf & Eddy, 2014). En fin, la estabilización de los lodos por digestión anaerobia permite la generación, recuperación y aprovechamiento de energía, a forma de biogás, lo cual le entrega mayor atractivo y viabilidad económica en comparación con otras metodologías, las cuales requieren de mayores gastos financieros en las etapas de inversión y estabilización de lodos (Bolzonella et al., 2012).

Existen dos tipos de digestiones anaerobias; la digestión anaerobia mesofílica, caracterizada por una temperatura de operación entre los 30 - 38°C y la digestión anaerobia termofílica, la cual se desarrolla desde los 50 hasta los 57°C (Metcalf & Eddy, 2014). Entre ellos, el proceso mesofílico ha sido utilizado ampliamente por diversas PTARs debido a su eficiencia en la reducción del volumen del lodo, por su menor requerimiento de energía para alcanzar las temperaturas de trabajo y por la estabilidad de su proceso (Ferrer et al., 2008; Montañés et al., 2016; Montañés, Solera del Río y Pérez, 2016).

Sin embargo, en ciertas ocasiones el proceso de digestión anaerobia mesofílica presenta algunas adversidades, tales como la formación de espumas en los digestores, las menores tasas de remoción de sólidos volátiles y de degradación del lodo resultando en menor generación de biogás y mayores tiempos de retención de sólidos dentro de los digestores (20 a 30 días en digestores mesofílicos tradicionales, lo cual requiere el dimensionamiento de mayores espacios) (De la Rubia et al., 2005; Ferrer et al., 2008). Debido a esto se han investigado varias alternativas para la optimización de la estabilización de lodos

por digestión anaerobia y la mayor recuperación de energía. Una de ellas es la digestión anaerobia termofílica, la cual tiene mayor eficiencia en la remoción de sólidos volátiles, en la generación de biogás (y metano), mejor higienización por mayor remoción de agentes patógenos, semillas de malezas y huevos de insectos y en la deshidratación de los lodos, así como menor formación de espumas en el digestor (Ferrer et al, 2008; Montañés et al., 2016). Incluso, la mayor necesidad de energía puede ser compensada por la implementación de un sistema de recuperación de calor del efluente y la cogeneración del biogás (Ferrer et al., 2008).

Así mismo, se ha investigado la implementación de pretratamientos físicos, químicos, biológicos o combinaciones de los mismos (Bolzonella et al., 2012; De la Rubia et al., 2005). Dentro de estas investigaciones se concluye que pretratamientos como ultrasonidos o aplicación de ozono son eficientes, pero representan costos considerables y su implementación se recomienda únicamente cuando los costos de disposición de los lodos son mayores. También se debe tomar en cuenta que no son tecnologías sencillas y de fácil manejo, por lo que su amplia aplicación no es factible a menos que se contabilicen los costos de capacitación de personal o la contratación de éste y se asegure la disponibilidad de la tecnología, todos sus componentes y los recursos humanos en el lugar donde se lo busca implementar.

A pesar de esto, es necesario el desarrollo de estrategias para la gestión de lodos (Zhang et al., 2014) y la atención ha recaído sobre los co – sustratos con residuos agrícolas, agropecuarios y sus subproductos, los cuales han conseguido relevancia en la investigación de la digestión anaerobia y en los administrativos de PTARs, quienes han reconocido su potencial y han acudido a su aplicabilidad (Mata – Alvarez et al., 2011). Debido a la gran demanda de producción de alimentos para la creciente población, estos residuos se producen mundialmente y en grandes cantidades y su disposición inadecuada puede contaminar las diferentes matrices ambientales, así como causar el acumulamiento negativo de nutrientes y de microorganismos nocivos en el medio ambiente que amenazan con la salud pública (Neshat et al., 2017). En el caso de la descarga a los cuerpos hídricos, la descomposición de la fracción orgánica

altamente biodegradable consume el oxígeno disuelto del agua creando condiciones anóxicas en la misma y conllevando al sistema hídrico a un estado de eutrofización y toxicidad por metales, finalmente resultado en la muerte de la flora y fauna del sistema hídrico (Neshat et al., 2017). Además, cuando los residuos se encuentran en su etapa de descomposición se liberan a la atmósfera gases de efecto invernadero como metano, que, si se toma en cuenta la gran cantidad de residuos producidos, el ingreso de este tipo de gases a la atmósfera ya es considerable (Neshat et al., 2017).

Los problemas de la disposición inadecuada de estos desechos orgánicos han conllevado a que autoridades e investigadores busquen estrategias para una producción agropecuaria más sustentable que preferiblemente le agregue un valor al residuo y lo conviertan en un producto mercable (Neshat et al., 2017). Entre estas opciones es la utilización de estos residuos en los procesos de digestión anaerobia, y es precisamente la co – digestión con lodos de PTARs en donde ha recaído el énfasis de la investigación y de la publicación científica (Mata – Alvarez, Macé y Llabrés, 2011). La co – digestión con desechos orgánicos, tales como los residuos agropecuarios y agrícolas, y específicamente estiércoles de vaca y cerdo, mejoran la producción y aprovechamiento del biogás generado en el proceso de digestión de los lodos, por lo que mejoran la viabilidad económica de las PTARs (Marañón et al., 2012; Zhang et al., 2014).

La gran población de ganado vacuno y porcino proporcionan gran cantidad de estiércoles que pueden ser implementados en la estabilización de lodos y la optimización en la producción de biogás (Marañón et al., 2012). Por lo general el estiércol es considerado un desecho, pero en los últimos años se ha descubierto el potencial económico de los mismos, en especial la implementación en el proceso de digestión anaerobia (Demirer y Chen, 2004). Desechos orgánicos – como estiércoles y lodos – son ideales para la producción de energía por digestión anaerobia, puesto que al degradarse resultan en balances energéticos, económicos y ambientales positivos (Lv, Schanbacher y Yu, 2010). Además, los altos contenidos de agua de estos desechos contribuyen con la biometanización, ya que no se necesita dilución para alcanzar niveles óptimos en el metabolismo microbiano (Lv et al., 2010). Incluso, cuando las fuentes de desechos

agropecuarios están cerca de la PTAR, los costos son más efectivos y se puede realizar la gestión en conjunto de ambos desechos. Por último, la reutilización de estos residuos representa ventajas sociales - una oportunidad de negocio o una fuente de ingreso extra para los productores - y ambientales por la reducción de la contaminación de las diferentes matrices ambientales asociada a la descomposición de estos desechos en estas matrices (Macias – Corral et al., 2008).

Finalmente, la co - digestión anaerobia de lodos de PTARs y de estiércoles ha demostrado ser una estrategia efectiva para la conversión de desechos orgánicos en subproductos rentables – como la generación in situ de energía y reducción de costos operacionales de PTARs - a la vez que se reducen los impactos ambientales negativos – como los niveles de contaminación de las matrices ambientales por la descomposición de los mismos (Demirer y Chen, 2004) y se obtienen beneficios sociales, al disminuir el ingreso de agentes patógenos al suelo y al convertir los estiércoles en residuos mercables con la posibilidad de fuentes de ingresos para agricultores (Lv et al., 2010).

## **1.2. Objetivos**

### **1.2.1. Objetivo General**

Estabilizar el lodo secundario de una PTAR por medio de la co - digestión anaerobia.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

- Determinar la influencia del pre - acondicionamiento térmico en la estabilidad del lodo y la generación de biogás.
- Evaluar la estabilización del lodo por medio de la digestión anaerobia termofílica y mesofílica.

- Analizar el efecto de la codigestión anaerobia con estiércoles de vaca y cerdo en la estabilización del lodo y en la generación de biogás.

### **1.3. Alcance**

El presente tema de investigación se enfoca principalmente en la estabilización de los lodos secundarios de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad de las Américas (Quito, Ecuador) ubicada en el campus Udlapark.

Se utilizaron los criterios de estabilización de lodos propuestos por la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1992) correspondientes a la Parte 503 40 CFR. Para el cumplimiento de la Reducción del Vector de Atracción, se buscará la reducción de un mínimo del 38% de su contenido de sólidos volátiles de los lodos. Así mismo, para el cumplimiento de la reducción de Organismos Patógenos se aspira tener una densidad final de coliformes fecales menor a 1000 NMP/g ST. Se utilizará a la digestión anaerobia como metodología de estabilización de lodos, puesto que ésta permite la recuperación del recurso en forma de biogás (energía) pudiendo ser aprovechada por la PTAR y lograr así la reducción de los costos operacionales asociados a la misma. De igual manera, se pondrá en práctica lo consultado en la bibliografía sobre estrategias de optimización del proceso de digestión anaerobia y de la generación de biogás, específicamente se analizará el efecto de la temperatura (digestión anaerobia mesofílica y termofílica, 35°C y 55°C respectivamente), de un pre – acondicionamiento térmico (170°C por 90 minutos) y del empleo de co – sustratos (estiércoles de cerdo y de vaca) provenientes de la Granja Experimental en Nono, administrada igualmente por la Universidad de las Américas.

#### 1.4. Justificación

La generación, el tratamiento y la disposición de los lodos se han visto presionados por el constante aumento en la generación de volúmenes atribuido al aumento de la cantidad de aguas residuales tratadas por poblaciones en crecimiento (Bolzonella et al., 2012).

En relación a los costos, el tratamiento y la disposición de lodos generados en una PTARs pueden representar entre el 25 al 65% de los costos operacionales totales (Riau, De la Rubia y Pérez, 2009). La reducción de la cantidad de lodos producidos (y de los costos relacionados a ellos), puede efectuarse mediante la optimización de las tecnologías de las PTARs o por la directa minimización de la cantidad de lodos en los diferentes tratamientos (Bolzonella et al., 2012). Hay que considerar que cambios de tecnologías no siempre pueden ser asumidos, puesto que se necesita de capitales considerables y muchas veces los equipos no son de fácil operación, por lo que se debe contratar personal capacitado o brindar capacitación al equipo profesional ya existente. Los países en vías de desarrollo, no tan industrializados y con economías no tan rígidas no siempre pueden asumir los costos asociados a las PTAR. Estos costos son amplios representando desde costos por consumo de energía, costos de operación, costos de mantenimiento, costos de gestión de lodos generados, entre otros.

Con respecto a las rutas de disposición, éstas presentan desafíos legales, ambientales y sociales. Por ejemplo, la aplicación en suelo es altamente debatido e incluso ha sido restringido en algunos países (Bougrier, Albasi, Delgenes y Carrere, 2006). Para la aplicación agrícola debe realizarse una amplia evaluación de los componentes de lodos (incluyendo metales pesados y una mejor observación a la densidad microbiana), lo cual representa costos. Además, en caso de que esta aplicación agrícola no sea adecuada, la diversidad microbiana y la calidad de los suelos pueden verse afectados, resultando en pérdida de biodiversidad (biodiversidad microbiana u organismos que dependen indirectamente de esta diversidad microbiana). Por otro lado, deben estudiarse con mayor rigurosidad los diferentes contaminantes (grasas, metales pesados) que

podrían encontrarse en los lodos, puesto que al ser dispuestos puede llegar a contaminar el suelo o las aguas circundantes y/o subterráneas mediante procesos de precipitación y movilidad de contaminantes lo cual resultaría en pérdida de cultivos, dinero y posibles problemas sociales. Los costos asociados a la cuantificación de grasas, metales pesados y organismos microbianos son considerables, y tomando en cuenta que la composición de los biosólidos depende de la composición del influente, estos análisis deben realizarse frecuentemente, ya que el influente puede sufrir variaciones considerables.

La digestión anaerobia es una alternativa que reduce la cantidad de los lodos hasta a un 50% de su contenido original, produce biogás durante la degradación de los lodos, por lo que es económicamente rentable, y disminuye cantidad de contaminantes como grasas y metales pesados por lo que se ha convertido en el método de estabilización de lodos mayormente implementado (Bougrier et al., 2006). El proceso puede ser potencializado mediante pretratamientos y co – digestión de desechos sólidos, incluidos desechos agrícolas y agropecuarios, de los cuales se generan al año millones de toneladas y su degradación incluye la contaminación por patógenos, nutrientes, metano y amonio a gran escala de matrices ambientales (suelo, agua y atmósfera) (Macias – Corral et al., 2008). La descomposición de una tonelada métrica de desechos sólidos orgánicos puede emitir desde 50 a 110 metros cúbicos de dióxido de carbono y entre 90 a 140 metros cúbicos de metano (Macias – Corral et al., 2008). Dentro de estos desechos, los estiércoles representan una proporción considerable y la ausencia de metodologías adecuadas de disposición de éstos impacta negativamente al ambiente y la salud pública por la contaminación asociada al ingreso excesivo de nutrientes y patógenos al agua subterránea y superficial, generación de olores y entre otros (Demirer y Chen, 2004). Sin embargo, en los últimos años, estos desechos han gran potencial para la digestión anaerobia, puesto que ésta es una estrategia efectiva para la conversión de desechos orgánicos – incluidos estiércoles – en subproductos rentables a la vez que se reducen los niveles de contaminación de cuerpos hídricos, la atmósfera y el suelo asociados a la descomposición tradicional de los estiércoles. Las mayores ventajas incluyen la generación in situ de energía, la producción de un fertilizante estable, reducción

de olores y de contaminaciones de cuerpos hídricos superficiales y subterráneos (Demirer y Chen, 2004).

En fin, si se logra la conversión de la fracción orgánica de estos residuos (lodos y/o estiércoles) por medio de la digestión anaerobia se podrían reducir los efectos adversos en el ambiente además de la contribución a fuentes de energía alternativas a los combustibles fósiles (Macias – Corral et al., 2008).

## **2. CAPÍTULO II. Marco Teórico**

### **2.1. Lodos biológicos de PTARs**

#### **2.1.1. Origen y composición**

Dentro de una PTAR, los tratamientos primarios, secundarios y/o avanzados del agua generan lodos (Metcalf & Eddy, 2014). Los lodos son los residuos orgánicos, tanto sólidos, semisólidos o líquidos de estos procesos que no han sido sometidos a ningún tratamiento para la reducción de su contenido de organismos patógenos y su vector de atracción (Arnaiz, Gutierrez y Lebrato, 2005; USEPA, 2003; Metcalf & Eddy, 2014). La generación de lodos varía de acuerdo al tipo de planta y al método de operación asociado, sin embargo, se ha identificado a los procesos de pre – aireación, sedimentación y tratamiento biológico como las principales fuentes de producción de lodos (Metcalf & Eddy, 2014, p. 1453).

Los lodos primarios son aquellos que provienen de los sistemas de tratamiento primarios de la PTARs, en donde los sólidos de mayor tamaño y masa se sedimentan por acción de la gravedad y se concentran al fondo de las estructuras hidráulicas de la PTAR llegando a removerse del 50 al 60% de los sólidos y el 30 al 40% de la demanda biológica de oxígeno (Appels, Baeyens, Degreève y Dewil, 2008; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1453). Estos lodos sedimentados

contienen principalmente agua (del 97 al 99%) y material orgánico de alta putrefacción (Appels et al., 2008). Por otro lado, los lodos secundarios resultan de un tratamiento biológico del agua (comúnmente referido como tratamiento secundario), en donde los microorganismos aerobios remueven, por lo general, la demanda biológica de oxígeno restante y también elementos como nitrógeno y fósforo, siendo el nitrógeno aquel que es atacado primero (Appels et al., 2008). El resultado del proceso es un efluente primario y la reducción de partículas de menor tamaño y peso (como sólidos suspendidos) que no pudieron ser retenidas en las estructuras previas (Arnaiz et al., 2005; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1453). Los lodos generados en el tratamiento secundario tienen un contenido de agua de entre el 98 al 99% y una parte de ellos son recirculados nuevamente hacia el tratamiento biológico para mantener la concentración requerida de microorganismos mientras que aquellos no recirculados son evacuados de las unidades de la PTAR para su tratamiento o disposición (Appels et al., 2008). Finalmente, lodos mixtos son aquellos que, en cualquier proporción, resultan de la combinación de lodos primarios y secundarios (Appels et al., 2008 y Arnaiz et al., 2005).

Los lodos obtenidos de estos procesos son complejos, puesto que éstos contienen sustancias nocivas presentes en el agua residual, pueden llegar a representar hasta el 50% de los costos operacionales de la planta y son el volumen más significativo de los residuos del proceso y aquél que presenta mayores desafíos en su procesamiento, reúso y disposición (Appels et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1451).

## **2.1.2. Estabilización de lodos**

### **2.1.2.1. Criterios de estabilización**

Previo al uso y/o disposición de lodos es necesario que éstos sean estabilizados, es decir, que cuyos contenidos de organismos patógenos, volúmenes, olores y potencial de putrefacción se reduzcan hasta alcanzar niveles que no representen

riesgos a la salud pública y al medio ambiente (Metcalf & Eddy, 2014, p.1497 y USEPA, 2003). La USEPA ha sido parte de investigaciones referentes a lodos desde 1973 y desde entonces ha generado gran cantidad de información técnica para el desarrollo de regulaciones referentes a lodos (Linden, Larson, Dowdy, Clapp, 1995), convirtiéndose en una de las primeras entidades que logró desarrollar estándares y normativas aplicables a lodos originados en plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas (USEPA, 1992). En febrero de 1989 se presentó la primera propuesta regulatoria referente a lodos domésticos y en febrero de 1993 se logró obtener la regulación final, la misma que hoy en día es aplicada.

Esta regulación se encuentra dispuesta bajo la Parte 503 40 CFR de USEPA (1993) y mantiene conformidad con la National Pollution Discharge Elimination System (NPDES, 1993) y otros programas bajo las Partes 122, 123 y 501 40 CFR (USEPA, 1992).

Los criterios de estabilización de la USEPA (USEPA, 1992) regulan la cantidad de patógenos en los lodos y el vector de atracción de los mismos. Con respecto a la reducción de patógenos, se controlan densidades de coliformes fecales, *Salmonella sp.*, virus entéricos y/o huevos viables de helminto y se han establecido dos criterios de calidad; clase "A" y clase "B". Es requerido el cumplimiento de los estándares clase "A" cuando los lodos serán aplicados a suelos, cuando serán vendidos o donados en fundas o contenedores y/o cuando serán aplicados a jardines caseros (USEPA, 1992). Por otro lado, cuando los lodos serán aplicados en suelos o dispuestos en sitios de disposición superficiales deben satisfacer con al menos los criterios establecidos bajo la clase "B" (USEPA, 1992). Con respecto al vector de atracción, cuando éste se reduce también lo hace el potencial de esparcimiento de enfermedades por agentes vectoriales, como moscas, roedores y pájaros y es obtenido mediante la implementación de metodologías como secado, inyección, procesos aerobios, digestión aerobia y anaerobia, entre otros (USEPA, 1992). Es importante destacar, que en estos criterios se establece el término de "biosólidos" para

aquellos lodos de una PTAR que han sometidos a un tratamiento y que cumplen con los estándares federales y estatales para su uso beneficioso (USEPA, 2003 y Smith, 2009).

**Biosólidos clase "A".** Los biosólidos que serán utilizados para aplicación en suelos, principalmente como enmienda orgánica, deben cumplir, al momento de su utilización o disposición, con uno de los estándares a) o b) presentados a continuación (USEPA, 1992):

- a) Densidad de coliformes fecales menor a 1000 Número Más Probable (NMP) por gramo de sólidos totales secos (1000 NMP/g ST),
- b) Densidad de *Salmonella sp.* menor a 3 Número Más Probable (NMP) por 4 gramos de sólidos totales secos (3 NMP/4g ST).

Adicionalmente, los biosólidos deben haber cumplido con alguna de las alternativas c) a f);

- c) Tiempo - Temperatura: sometimiento del lodo doméstico a una temperatura mayor a 50°C por un periodo de tiempo establecido en la Tabla No. 1.

Tabla 1.

*Lineamientos de tiempo y temperatura de los biosólidos clase "A"*

Sólidos Totales (%)	Temperatura (°C)	Tiempo (t)	Referencia	Observaciones
7	50	20 min	$D = \frac{131\ 700\ 000}{10^{0.14t}}$	No se realiza el calentamiento de partículas pequeñas por gases calientes o líquidos inmiscibles.
7	50	15 seg	$D = \frac{131\ 700\ 000}{10^{0.14t}}$	Sí se realiza el calentamiento de partículas pequeñas por gases calientes o líquidos inmiscibles.
<7	> 50	Entre 15 seg y <30 minutos	$D = \frac{131\ 700\ 000}{10^{0.14t}}$	-
<7	50	30 min	$D = \frac{50\ 070\ 000}{10^{0.14t}}$	-

Adaptado de USEPA, 1992.

- d) Tratamiento alcalino: el pH del lodo debe ser mayor a 12 por al menos 72 horas y la temperatura mayor a 52°C por al menos 12 de las 72 horas. Además, al cabo de las 72 horas se debe someter a al menos el 50% de los sólidos totales del lodo a un tratamiento a aire seco.
- e) Análisis previo de virus entéricos / huevos viables de helminto: análisis de virus entéricos (unidades formadoras de plaquetas y huevos viables de helminto. Si el análisis previo al proceso de reducción de patógenos demuestra una densidad de virus entéricos menor a 1 ufp/4 g ST y huevos viables de helminto menor a 1/4g TS se considera que el lodo es un biosólido clase "A" con respecto a virus entéricos y huevos viables de helminto hasta el siguiente análisis. Al contrario, si el análisis previo al proceso de reducción de patógenos arroja una densidad mayor o igual a 1 ufp/4g ST o huevos de helminto mayor o igual a 1/4g TS y el análisis posterior al proceso de reducción evidencia una densidad de virus entéricos menor a 1 PFU /4g TS y una densidad de huevos viables de helminto menor a 1/4g ST entonces también se cumple con los criterios de biosólidos clase "A" con respecto a virus entéricos y huevos viables de helminto siempre y cuando los parámetros del proceso para la reducción de patógenos sean monitoreados y demuestren ser consistentes con los valores de los rangos documentados en todo momento. Por último, si no se realiza el análisis previo al proceso de reducción de patógenos se debe realizar una medición al momento de disponer o utilizar el lodo y debe cumplir con los requisitos de calidad excepcional de los límites de concentración de contaminantes: densidad de virus entéricos menor a 1 UFP /4g ST y una densidad de huevos viables de helminto menor a 1/4g ST.
- f) El lodo doméstico es tratado por un proceso para reducir aún más los patógenos (PFRP) o un proceso equivalente (PFRP equivalente) en concordancia con la Tabla 2, (USEPA, 1994).

Tabla 2.

*Procesos para Reducir Aún Más los Patógenos (PFRP) de los lodos domésticos*

Proceso PFRP	Condiciones de la USEPA para la estabilización del lodo
Compostaje	Utilizando compostaje por pilas estáticas, la temperatura del lodo debe mantenerse por 55°C o mayor por 3 días. Utilizando compost de hileras, la temperatura del lodo debe mantenerse a por lo menos 55°C por 15 días o más. A lo largo de este periodo, se requiere un mínimo de 5 cambios de hilera.
Secado al calor	El lodo es secado a contacto directo o indirecto con gases calientes para reducir la humedad a 10% o menos. O la temperatura del gas que está en contacto con el lodo supera los 80°C o la temperatura de bulbo húmedo del gas en contacto con el lodo que sale del secador es mayor a 80°C.
Tratamiento con calor	El lodo doméstico líquido es calentado a una temperatura de 180°C por 30 minutos o más.
Digestión termofílica	Aerobia El lodo doméstico líquido es mezclado con aire u oxígeno para mantener condiciones aeróbicas por un tiempo medio de residencia celular de 10 días de 55 a 60°C.
Irradiación con rayos Beta	El lodo doméstico es irradiado con rayos Beta con un acelerador a dosis de por lo menos 1 Mrad a temperatura ambiente (20°C).
Irradiación con rayos Gama	El lodo doméstico es irradiado con rayos gama de isótopos como <sup>60</sup> Co y <sup>137</sup> Ce en dosis de por lo menos 1 Mrad a temperatura ambiente (20°C).
Pasteurización	El lodo se mantiene a una temperatura de 70°C o mayor por lo menos por 30 minutos.

Adaptado de USEPA, 1992.

**Biosólidos clase “B”.** Es el criterio de calidad mínimo a aplicarse cuando el lodo, después de tratamiento, será aplicado al suelo o dispuesto en superficies. En caso de no cumplir con uno de los estándares a) o b), el lodo no puede aplicarse al suelo. Por último y en el caso de que el lodo sea dispuesto en una

superficie que es cubierta diariamente se excepciona la necesidad de cumplir con los criterios de calidad de por lo menos los biosólidos clase “B”.

- a) El lodo es sometido a un tratamiento por un Proceso para Reducir Significativamente los Patógenos (PSRP) (Tabla 3).
- b) El lodo es sometido a un Proceso para Reducir Significativamente los Patógenos equivalente (PSRP equivalente) (Tabla 3).

Tabla 3.

*Procesos para Reducir Significativamente los Patógenos (PSRP) de los lodos domésticos*

Proceso PSRP propuesto por la USEPA	Condiciones de la USEPA para la estabilización del lodo
Digestión Aerobia	El lodo doméstico es agitado con aire u oxígeno para mantener condiciones aerobias por un tiempo medio de residencia celular entre 40 días a 20°C y 60 días a 15°C.
Secado al aire	El lodo doméstico es secado en camas de arena o en cuencas pavimentadas o no pavimentadas por un mínimo de 3 meses. Durante dos de los tres meses la temperatura diaria ambiente promedio debe ser mayor a 0°C.
Digestión Anaerobia	El lodo doméstico es tratado en ausencia de aire por un tiempo medio de residencia celular y temperaturas entre 15 días a 55°C y 60 días a 20°C.
Compostaje	Utilizando compostaje por pilas estáticas, la temperatura del lodo doméstico es elevada a 40°C o mayor por cinco días. De estos cinco días, la temperatura de cuatro horas debe exceder los 55°C.
Estabilización con cal	Se agregan suficientes cantidades de cal al lodo doméstico para elevar el pH a 12 después de dos horas de contacto.

Adaptado de USEPA, 1992.

**Reducción del vector de atracción.** Según la USEPA (USEPA, 1992), para cumplir con los estándares de reducción del vector de atracción, se debe

satisfacer alguna de las siguientes alternativas dispuestas en la Tabla 4. Para el caso de aplicación de lodos domésticos a sitios agrícolas, forestales, públicos o de recuperación el vector de atracción de los lodos debe satisfacer con una de las alternativas a) – j). Por otro lado, cuando los lodos domésticos serán aplicados en jardines caseros o cuando éstos son vendidos o regalados/donados en fundas o contenedores cuyas finalidades es la aplicación en suelos una de las alternativas a) – h) debe cumplirse. Así mismo, una de las alternativas a) – k) debe efectuarse cuando el lodo será dispuesto en sitios de disposición superficiales. En el caso de aplicación a suelos agrícolas, sitios forestales o de recuperación se deben consumir con una de las alternativas i), j) o l). Finalmente, cuando el lodo será dispuesto en sitios de disposición superficiales una de las alternativas i) – l) debe cumplirse.

Tabla 4.

*Metodologías para el reducir el vector de atracción de los lodos domésticos*

Metodología para reducir del vector de atracción propuesto por la USEPA	Condiciones de la USEPA para la estabilización del lodo
a) Digestión Aerobia/ Anaerobia	La masa de sólidos volátiles (SV) se reduce por lo menos en un 38%. Para la medición de la reducción de la masa volátil se analiza el lodo crudo antes de su estabilización y antes de su uso y/o disposición.
b) Digestión Anaerobia	Si no es posible cumplir con la reducción de 38% de sólidos volátiles, la reducción del vector de atracción puede ser demostrada, en escala de laboratorio, al comprobar una reducción menor al 17% de sólidos volátiles al digerir una porción del lodo ya digerido por 40 días adicionales a 30 – 37°C o mayores.
c) Digestión Aerobia	Si no es posible cumplir con la reducción de 38% de sólidos volátiles, la reducción del vector de atracción puede ser demostrada, en escala de laboratorio, al comprobar una reducción menor al 15% de sólidos volátiles al digerir una

---

	porción del lodo ya digerido con un contenido de sólidos menor al 2% por 30 días adicionales a 20°C.
d) Digestión Aerobia	La tasa específica de consumo de debe menor o igual a 1.5 mg O <sub>2</sub> /hr g ST a 20°C. Si no es posible cumplir con este criterio se puede cumplir la alternativa inmediatamente anterior.
e) Procesos Aerobios	Por ejemplo, compostaje. La temperatura se mantiene a mayor de 40°C por lo menos por 14 días. La temperatura promedio del proceso debe ser mayor a 45°C.
f) Estabilización alcalina	El pH es aumentado por medio de la adición de alcalinos hasta alcanzar por lo menos un valor de 12. Sin continuar con la adición de alcalinos, el pH se mantiene en 12 o mayor por dos horas y después en 11.5 o mayor por 22 horas adicionales (25°C).
g) Secado	El porcentaje de sólidos totales es por lo menos 75 cuando el lodo doméstico no contiene sólidos primarios desestabilizados y, al contrario, por lo menos 90% cuando hay presencia de sólidos primarios desestabilizados.
h)	
i) Inyección	El lodo doméstico es inyectado después de una hora por debajo de la superficie cuando no hay presencia de cantidades significativas de lodo en la superficie. Biosólidos clase "A" con respecto a patógenos deben ser inyectados dentro de ocho horas de ocurrida la descarga del proceso de reducción de patógenos.  Esta alternativa se aplica a (1) lodos domésticos utilizados para aplicación agrícola, forestal, en sitios públicos y/o de recuperación y (2) lodos domésticos con aplicación agrícola, forestal, sitios públicos, sitios de recuperación y/o disposición en superficies.

---

j) Incorporación	<p>Lodos domésticos con aplicación en suelos o dispuestos en superficies deben ser incorporados al suelo al cabo de 6 horas. Lodos domésticos clase "A" con respecto a patógenos deben ser aplicados en suelo al cabo de 8 horas ocurrida la descarga del proceso de reducción de patógenos.</p> <p>Esta alternativa se aplica a (1) lodos domésticos utilizados para aplicación agrícola, forestal, en sitios públicos y/o de recuperación y (2) lodos domésticos con aplicación agrícola, forestal, sitios públicos, sitios de recuperación y/o disposición en superficies.</p>
k) Disposición en superficies con recubrimiento diario	<p>El lodo doméstico es aplicado en sitios de disposición superficiales que deben ser cubiertos con suelo u otro material al final de cada día operativo.</p>
l) Tratamiento de lodos domésticos	<p>Se eleva el pH del lodo por encima de 12 por la adición de alcalinos y, sin agregar más alcalinos, debe mantenerse en 12 o mayor por 30 minutos.</p> <p>Esta alternativa se acopla a lodos domésticos aplicados a sitios agrícolas, forestales, de recuperación o de disposición superficial.</p>

Adaptado de USEPA, 1992.

### 2.1.3. Principales metodologías de estabilización de lodos

Son varias las metodologías de estabilización de lodos. En Metclaf & Eddy (2014, p. 1497) se establece al compostaje, la estabilización alcalina, la digestión termofílica autotérmica, la digestión aerobia y la digestión anaerobia como principales metodologías de estabilización de lodos de PTARs debido a su efectividad para reducir patógenos, eliminar olores nocivos, inhibir, reducir o eliminar el potencial de putrefacción en relación con al efecto de estos procesos en la fracción volátil orgánica del lodo.

### **2.1.3.1. Compostaje**

Es un proceso dinámico natural por el cual los desechos orgánicos son asumidos y oxidados por microorganismos (microflora, actinomicetos, fungi, algas, etc.) en presencia de oxígeno atmosférico bajo condiciones controladas (Kokhia, M., 2015; Rodríguez, Cerrillo, García – Albiach y Villaseñor, 2012). En el caso de los lodos, es un método beneficioso para el reciclaje de su material orgánico y nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo (Rodríguez et al., 2012; Wong, Li, Fang y Su, 2001). El proceso se lo realiza comúnmente en reactores confinados o en pilas.

### **2.1.3.2. Estabilización Alcalina**

Consiste en la aplicación de un material alcalino (por lo general cal) al sustrato a tratar para aumentar su nivel de pH a 12 o mayor y así lograr establecer condiciones básicas en el medio para eliminar a los organismos microbiológicos (virus, bacterias y otros) por intolerancia a medios extremos (básicos) (Metcalf & Eddy, 2014, p. 1497; Williford, Chen, Shammash y Wang, 2007). Las posibles reacciones de la alteración química del lodo por estabilización alcalina pueden ocurrir por ácidos, por calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), por dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y por grasas (Metcalf & Eddy, 2014, p. 1497).

### **2.1.3.3. Digestión Aerobia**

La digestión es un proceso por el cual el material orgánico es biológicamente degradado, por lo que se reducen las concentraciones de sólidos volátiles y patógenos presentes en el sustrato (Appels et al., 2008). En el caso de la digestión aerobia, la conversión biológica de la materia orgánica a  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{NO}_3^-$  por microorganismos ocurre en presencia de oxígeno (Metcalf & Eddy, 2014, p. 1497 y USEPA, 2003). En el proceso los alimentos actúan como un factor limitante, por lo que los microorganismos presentes en el sustrato empiezan a consumir su propio protoplasma para la obtención de energía para el mantenimiento de su metabolismo (respiración endógena) (Bernard y Gray,

2000). El resultado es el decrecimiento continuo de la biomasa del sustrato y, su concentración final representa un contenido energético muy bajo, por lo que puede ser considerado biológicamente estable y adecuado para la disposición en el ambiente (Bernard y Gray, 2000).

Según la USEPA (2003), el proceso puede llevarse a cabo en tanques abiertos o cerrados cuyos contenidos deben ser agitados, o aire debe ser inyectado, para asegurar las condiciones de oxígeno adecuadas. El proceso puede funcionar tanto en sistemas batch como en sistemas continuos. En el caso de los sistemas batch el tanque se llena con el sustrato no tratado y es aireado por 2 a 3 semanas (o mayores dependiendo del sustrato) a temperatura ambiente y niveles de oxígeno promedios. Una vez que se alcanza la estabilización del sustrato se permite la sedimentación de sus contenidos para la separación del sobrenadante. A continuación, se inicia un nuevo proceso añadiendo más contenidos del sustrato a estabilizar con una porción de sustrato ya estabilizado del proceso inmediatamente anterior para suministrar a los microorganismos descomponedores requeridos para el funcionamiento óptimo. Por otro lado, si el sistema funciona continuamente, se agrega (diariamente o tiempos menores) una cantidad de sustrato no estabilizado, el cual esté espesado y, a la vez, los sólidos ya estabilizados son removidos del digestor.

#### **2.1.3.4. Digestión Termofílica Autotérmica**

Es un proceso biológico, que se desarrolla en reactores aislados, que convierte sustancias orgánicas solubles en productos de baja energía (Layden, Mavinic, Kelly, Moles y Bartlett, 2007). El desecho orgánico es aireado con oxígeno o aire para mantener condiciones aeróbicas por un tiempo de residencia promedio de 10 días (Layden et al., 2007). Es similar a la digestión aerobia, excepto que a éste se adicionan mayores tasas de oxígeno para una acelerada oxidación del material orgánico y la remoción del mismo (Metcalf & Eddy, 2014, p. 1497). En caso de concentrar el desecho en reactores aislados, la temperatura puede incrementar hasta 65°C sin la necesidad de adicionar calor auxiliar. Es por esto que al proceso es autotérmico, resultado del calor generado por la actividad

metabólica de los microorganismos en el proceso de degradación (Kelly, Melcer, Mavinic, 1993; Layden et al., 2007). Por último, se considera al proceso excelente para la pasteurización de lodos, debido a que en el mismo la concentración de oxígeno, contenido de sólidos volátiles y mezclado dentro de los reactores promueve la degradación de sólidos orgánicos (y liberación de calor) a compuestos más simples (Layden et al., 2007). A medida que la cadena alimenticia del desecho va soportando presión, la respiración microbiana de los organismos endógenos prevalece sobre aquellos biosintéticos, la biomasa consume su propio protoplasma y los materiales son liberados por lisis celular para obtener la energía requerida para su metabolismo (Layden et al., 2007).

#### **2.1.3.5. Digestión Anaerobia**

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el cual los materiales orgánicos de un sustrato determinado son hidrolizados y fermentados por bacterias ácidas y convertidos en ácidos grasos volátiles (AGVs), quienes serán consumidos por bacterias metanogénicas y convertidos en gas metano ( $\text{CH}_4$ ) (Macias – Corral et al., 2008). El contenido de metano generado se compone un 55 – 65% del biogás, el dióxido de carbono en un 30-35% y existen pequeñas cantidades de otros gases como  $\text{H}_2\text{S}$  (cientos a miles de ppm), vapor de agua y otros gases (Metcalf & Eddy, 2014 y Neshat et al., 2017). El metano del biogás puede ser utilizado en combustión o conexión a energía eléctrica (Neshat et al., 2017).

#### **2.1.4. Ventajas y desventajas de los procesos de estabilización de lodos**

Al momento de escoger el tratamiento de estabilización ideal es importante considerar las ventajas y desventajas de los mismos. La Tabla 5 presenta las principales ventajas y desventajas de las metodologías descritas previamente

Tabla 5.

*Principales ventajas y desventajas de las metodologías de estabilización de lodos descritas*

Ventajas	Desventajas
<b>Compostaje</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aplicado a una gran variedad de lodos.</li> <li>- Permite la recuperación de un producto, por lo general en forma de enmienda orgánica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Es necesario agregar sustratos para el acondicionamiento del medio hacia la adecuada actividad microbiana.</li> <li>- El volumen producido del proceso es mayor al volumen original.</li> <li>- El personal puede verse expuesto a toxinas patogénicas, alergénicas y microbianas.</li> </ul>
<b>Estabilización alcalina</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Proceso sencillo y de fácil operación, por lo que no es necesario personal altamente capacitado.</li> <li>- Efectivo, puede llegar a producir biosólidos clase A y clase B.</li> <li>- Bajo en costos.</li> <li>- El material a utilizarse es ampliamente disponible, no se requieren equipos o materiales de difícil obtención.</li> <li>- Operación flexible: de fácil arranque y terminación.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- En contraste con otras metodologías de estabilización, la masa del producto aumenta entre un 15% a un 50% con el adicionamiento del material alcalino (costos de transporte y disposición final suelen ser mayores que para otras metodologías)</li> <li>- El lodo se mantendrá estable si se mantienen las condiciones básicas en el mismo.</li> <li>- Si pH baja de 11, regresan la descomposición microbiana y los olores. Se han detectado olores fuertes a amoníaco durante el proceso y en el lugar de la disposición final de los lodos estabilizados. La volatilización del amoníaco ocasiona también la pérdida del contenido de nitrógeno del producto.</li> <li>- Posible liberación de material particulado.</li> <li>- La aplicación del producto final tiene limitaciones. No puede ser aplicado a suelos, especialmente suelos alcalinos.</li> <li>- No se degrada el material orgánico del sustrato y el sustrato no se convierte químicamente estable.</li> </ul>

---

### Digestión autotérmica termofílica

---

- Puede producir biosólidos clase "A" a partir de una amplia gama de lodos.
- Buenas tasas de degradación de la biomasa, capacidad de pasteurización y estabilidad del proceso.
- Menores tiempos de retención hidráulicos (por lo general entre 6 a 10 días) en comparación con la digestión anaerobia.
- El volumen de los desechos después del proceso es menor al volumen inicial. Esto contribuye positivamente a los costos de disposición final de los desechos.
- Mayor tolerancia frente a las variaciones de factores de alimentación.
- El proceso todavía mantiene cierto grado de descompresión.
- Es crucial encontrar las óptimas tasas de aireación y alimentación del sistema, puesto que dentro del proceso pueden ocurrir shocks térmicos y/u orgánicos, lo cual conlleva al aumento de la demanda biológica de oxígeno y de la presión sobre la población microbiana termofílica.
- Pueden producirse olores por acumulación de ácidos grasos volátiles cuando no se inserta la cantidad ideal de oxígeno al proceso.
- Se debe controlar la formación de espuma dentro de los reactores, la cual se forma rápidamente como consecuencia de la aireación.
- Es necesario la realización de mantenimientos periódicos a los reactores por la acumulación de sólidos en los mismos.
- Se requiere de personal capacitado.
- La energía requerida para la oxigenación de los reactores es considerable.

---

### Digestión Aerobia

---

- Mayores tasas de oxigenación contribuyen a digestores con menores volúmenes requeridos.
  - Alta destrucción de organismos patógenos, virus y parásitos.
  - Se logra obtener un producto estable, reducido en masa y volumen.
  - Ideal para plantas pequeñas, con disposición de capitales menores y controles operacionales sencillos.
  - No es posible la recuperación del producto (como en digestión anaerobia que se recupera CH<sub>4</sub> como producto del proceso de digestión).
  - Costos de la aireación de los tanques pueden llegar a ser significativos.
  - La temperatura es fundamental para el proceso. Así, ésta afecta al metabolismo microbiano, a los tiempos de retención hidráulicos, reducción de los volúmenes, inactivación de patógenos, entre otros.
-

- 
- Menor generación de olores en comparación con la digestión anaerobia.
- 

#### Digestión Anaerobia

---

- Conversión de los lodos en residuos estabilizados y seguros.
  - Recuperación del producto como biogás (energía).
  - Degradación simultánea de múltiples sustratos.
  - Producto de la digestión anaerobia puede ser utilizado como enmienda orgánica.
- Tiempos altos de retención de los sustratos.
  - Biogás con bajo valor calorífico.
  - Formación de compuestos refractarios y liberación al medio de sustancias inhibitoras.
  - Potencial de olores.
  - Desafíos en la hidrólisis de los compuestos orgánicos.
- 

Adaptado de Appels et al., 2008; Bernard y Gray, 2000; Bougrier et al., 2006; Kelly et al., 1993; Kokhia, M., 2005; Layden et al., 2007; Liu et al., 2011; Metcalf y Eddy, 2014; Nashat et al., 2017; Willian et al., 1992 y Williford et al., 2007.

### 2.1.5. Principios de la Digestión Anaerobia

#### 2.1.5.1. Digestión Anaerobia Mesofílica (35°C)

El régimen mesofílico se caracteriza por temperaturas del proceso de digestión que fluctúan entre los 30 – 40°C, utilizándose por lo general 35°C (Gavala et al., 2003; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1504). En comparación con el régimen termofílico (2.1.5.2.), el régimen mesofílico se utiliza con más frecuencia, debido a que éste requiere de menores cantidades de energía de calefacción, su estabilidad es alta, mantiene un funcionamiento operativo adecuado, presenta menor sensibilidad a inhibidores de proceso y es más estable que digestores anaerobios operando a temperatura ambiente (Gavala et al., 2003; Neshat et al., 2017; Riau et al., 2009 y Song et al., 2003). Sin embargo, se han llegado a evidenciar menores eficiencias en la reducción del contenido de sólidos volátiles (material orgánico) y de la inactivación de los organismos patógenos presentes en los sustratos (Gavala et al., 2003 y Song et al., 2003).

### **2.1.5.2. Digestión Anaerobia Termofílica (55°C)**

La temperatura de la digestión anaerobia bajo régimen termofílico es mayor a aquella del régimen mesofílico. Se utiliza un rango de temperatura entre los 50 y 60°C, siendo la temperatura de 55°C aquella más comúnmente empleada (Lv et al., 2010; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1504). Frente a la digestión anaerobia mesofílica, la digestión termofílica puede mejorar el rendimiento del proceso debido a una mayor solubilización de compuestos orgánicos, mayores tasas de reacciones químicas y bioquímicas, menor solubilidad del gas en el líquido, menor viscosidad del líquido, mayor inactivación de agentes patógenos y menor emisión de olores (Appels et al., 2008 y Neshat et al., 2017). Sin embargo, son algunos los desafíos asociados al aumento de la temperatura de la digestión y que deben ser considerados, tales como el aumento del efecto inhibitorio del amoníaco y los AGVs, baja calidad del supernadante, del efluente y de la deshidratación, inestabilidad del proceso por la generación de altas generaciones de propionato, mayor requerimientos de energía auxiliar para el calentamiento de los digestores, y mayor sensibilidad de las bacterias termofílicas a cambios de temperatura y cargas orgánicas (Appels et al., 2008; Riaud et al., 2009; Solera del Río y Pérez, 2016 y Song et al., 2003).

### **2.1.5.3. Ácidos Grasos Volátiles (AGVs)**

Los AGVs son productos intermediarios de la degradación del material orgánico y de la ruta de producción del CH<sub>4</sub> de la digestión (Appels et al., 2008 y Neshat et al., 2017). Son considerados los intermediarios más importantes del proceso de digestión anaerobia, puesto que éstos serán procesados por microorganismos acetogénicos reductores de protones en asociación con bacterias metanogénicas consumidoras de Hidrógeno dentro del transcurso de producción del CH<sub>4</sub> (Neshat et al., 2017). Son degradados principalmente en ácido acético, ácido butírico y ácido propiónico, quienes pueden ser empleados como indicadores de un correcto balance entre la hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis del proceso de digestión anaerobia (Neshat et al., 2017).

Cuando los AGVs se encuentran en altas concentraciones pueden desempeñarse como inhibidores del proceso de digestión al disminuir el pH del

medio y conllevarlo a la acidificación del mismo, lo cual resulta en la inactivación o a la alteración de la ruta metabólica de los organismos que componen el consorcio microbiano, resultando en la producción de productos no deseados (Appels et al., 2008; Bourgrier et al., 2006 y Neshat et al., 2017). La toxicidad asociada se debe al incremento de formas no disociadas de los AGVs, que pueden viajar libremente a través de las membranas rompiendo el equilibrio de la homeostasis (Ferrer et al., 2008 y Neshat et al., 2017). Entre los AGVs el inhibidor de mayor importancia es el propionato, el cual presenta la menor tasa de degradación (Bourgrier et al., 2006).

#### **2.1.5.4. Alcalinidad y pH**

La alcalinidad es la capacidad buffer o capacidad de un sustrato para protegerse contra la acidez (APHA, AWWA, WEF, 2012, p. 2-34; Appels et al., 2008; Jenkins et al., 1983 y Neshat et al., 2017). En un proceso de digestión anaerobia, la alcalinidad se genera por la degradación de compuestos nitrogenados, compuestos orgánicos, carbonatos y bicarbonatos, reducción de sulfato, liberación de ortofosfatos y un incremento de los AGVs, (Cavinato et al., 2013; Montañés et al., 2016; Neshat et al., 2017 y Song et al., 2004). Las principales formas de alcalinidad presentes en un sustrato son alcalinidad por carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), por hidróxidos ( $\text{OH}^-$ ) y por bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ) (APHA, 2012, p. 2-34).

La alcalinidad dentro de un proceso de digestión anaerobia es determinada como indicador de la estabilidad y efectividad del mismo (Bolzonella et al., 2012; Cavinato et al., 2013; Montañés et al., 2016 y Song et al., 2004). Según Jenkins et al. (1983), la alcalinidad tiene un rol importante en la digestión anaerobia, especialmente durante la etapa de fermentación ácida, en donde los complejos orgánicos son hidrolizados por bacterias formadoras de ácido, las cuales producen ácidos (volátiles) de cadenas cortas. Estos ácidos serán convertidos en  $\text{CH}_4$  en la etapa metanogénica por bacterias formadoras de metano. El crecimiento de estas bacterias es lento, son sensibles al pH, y entre su rango de pH óptimo la alcalinidad por bicarbonatos tiene gran influencia, y en muchos

casos, llega hasta a controlar la capacidad buffer del lodo y la estabilidad del proceso. La pérdida de alcalinidad en un lodo biológico ocurre a través de un proceso de nitrificación y la ausencia de alcalinidad por carbonatos detiene el proceso de nitrificación (Water Environment Federation, s.f.), lo cual resulta en procesos inestables de la degradación del lodo, disminuyendo el rendimiento del mismo.

La utilización de estiércoles con gran capacidad alcalina puede neutralizar estos ácidos y actuar como mecanismos de prevención y reversión de la acidez del sistema por incremento de los AGVs, dejando que los microorganismos acetoclásticos proliferen, incrementen el pH y consuman estos AGVs (Neshat et al., 2017).

#### **2.1.5.5. Microorganismos y pH**

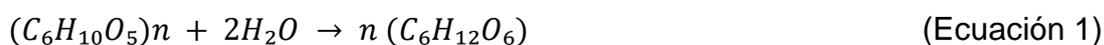
Se busca su estabilización para conseguir la limitación de organismos patógenos previamente presentes en los lodos no estabilizados y la reducción de malos olores (Arnaiz, Gutierrez y Lebrato, 2005). Esto es importante para que puedan ser desechados sin riesgo de perjudicar a las comunidades humanas colindantes y a la biodiversidad nativa del sitio donde estos son dispuestos. La cantidad de biomasa es un parámetro que debe ser considerado para el diseño y control de los procesos de tratamiento biológicos de una PTAR (Arnaiz et al., 2005). El Tiempo de Retención del Lodo, la Tasa de Carga Orgánica y los volúmenes de recirculación de lodos están estrechamente relacionados con la cantidad de microorganismos presentes, quienes son los que efectúan la digestión de los lodos (Arnaiz, Gutierrez y Lebrato, 2005).

La digestión anaerobia depende de la actividad coordinada a lo largo del proceso de una asociación compleja microbiana (consorcios bacterianos) para la transformación del material orgánico en principalmente CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> (Appels et al., 2008 y Gavala et al., 2003). La microbiología relacionada a un proceso de digestión anaerobia se relaciona con cinéticas, interrelaciones y fases complejas (Solera et al., 2001) y se compone principalmente de acidogénicos hidrolíticos,

acidogénicos no hidrolíticos, acetogénicos sintróficos y metanogénicos (Lv et al., 2010 y Neshat et al., 2017). La actividad microbiana de estos microorganismos se expresa en 4 fases: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Appels et al., 2008; Gavala et al., 2003; Neshat et al., 2017).

**Hidrólisis.** Es el primer paso en la digestión anaerobia, en la cual material orgánico insoluble y compuestos de alto peso molecular son descompuestos en moléculas más sencillas (monómeros o dímeros) (Appels et al., 2008y Gavala et al., 2003). Es un proceso relativamente lento, debido a que involucra la conversión de macromoléculas (ej. lípidos, polisacáridos, carbohidratos, proteínas, ácidos nucleicos) en moléculas orgánicas más sencillas y solubles en agua (ácidos grasos, monosacáridos, aminoácidos, purinas, pirimidinas, CO<sub>2</sub>, hidrógeno, entre otras) y por lo general limita al proceso de digestión anaerobia y a la formación de CH<sub>4</sub> en el biogás (Appels et al., 2008; Chua, 2013 y Neshat et al., 2017).

La ecuación correspondiente a esta etapa se muestra a continuación (Chua, 2013).



El grupo bacteriano que realiza el proceso de hidrólisis (y el proceso de acidogénesis) se compone de bacterias fermentativas (acidificadores o acidogénicas) (Demirer y Chen, 2004). Estas bacterias liberan al medio ácidos (volátiles) de cadenas cortas, los cuales serán convertidos en CH<sub>4</sub> en la etapa metanogénica por bacterias formadoras de metano (Jenkins et al., 1983). Este grupo de bacterias, cuyo rango de pH óptimo se encuentra entre 5.5 y 6, requiere de grandes áreas superficiales para colonizar e hidrosolubilizar el material orgánico (Lv et al., 2010). La aplicación de temperatura mejora la biometanización por aceleración del proceso de hidrólisis de un sustrato polimérico (Lv et al., 2010). En el caso de sustratos ricos en lignocelulosa (como lodos secundarios, estiércoles) la aplicación de temperatura aumenta las tasas de hidrólisis por la degradación de la estructura lignocelulítica, lo cual la hace más accesible para la colonización de microbios celulolíticos y xilanolíticos y sus glucosilasas, por lo que se acelera la reacción hidrolítica enzimática (Lv et al.,

2010). En el caso de la biomasa microbiana, la aplicación de temperaturas por lo general no desintegran las células microbianas, por lo que los componentes celulares se encuentran disponibles para la bioconversión (Lv et al., 2010).

**Acidogénesis.** Los compuestos generados en la etapa de hidrólisis son posteriormente procesados durante esta etapa por organismos acidogénicos cuyos principales productos son AGVs, acetato, H<sub>2</sub>, metanol, metilaminas, propionato, buriato, NH<sub>3</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, entre otros (Appels et al., 2008 y Neshat et al., 2017). Estos microorganismos (así como aquellos presentes en la hidrólisis) son anaerobios facultativos del género *Clostridium*, *Peptococcus*, *Bifidobacterium*, *Desulphovibrio*, *Corynebacterium*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus* e incluso *Escherichia coli* (Neshat et al., 2017). La conversión de los compuestos por bacterias acidificadoras se presenta a continuación (Chua, 2013).

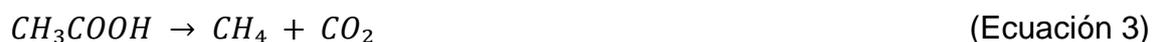


El pH óptimo para las bacterias acidogénicas se encuentra entre 5.2 – 6.5 y la tasa de crecimiento específico de aproximadamente 2 días (Demirer y Chen, 2004). Las condiciones ácidas ayudan al establecimiento de este grupo bacteriano, pero perjudican al grupo metanogénico, cuyo pH asociado es mayor (Demirer y Chen, 2004). Algunos de los productos de esta fase, como acetato y H<sub>2</sub>, pueden ser metabolizados por bacterias metanogénicas, pero otros productos, como propionato y buriato, no pueden ser asimilados por los organismos metanogénicos y deben ser procesados a acetato y H<sub>2</sub> por las bacterias acetogénicas (fase 3), quienes presentan tasas de crecimiento lento, por lo que la degradación de estos compuestos es lenta, demorándose hasta 3.6 días por lo que tienden a acumularse en el medio (Demirer y Chen, 2004).

**Acetogénesis.** Los productos creados en la fase acidogénica serán convertidos en acetato, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub> por las bacterias acetogénicas (Appels et al., 2008; Chua, 2013; Demirer y Chen, 2004). La conversión de productos en esta fase está fuertemente controlada por la presión parcial de H<sub>2</sub> en la mezcla, debido a que los ácidos grasos u otros metabolitos reducidos únicamente serán útiles si el H<sub>2</sub> no se acumula y es consumido por los organismos metanogénicos (Appels et al.,

2008). En un proceso de digestión anaerobia adecuada la concentración del  $H_2$  se ve reducida por la correcta formación del  $CO_2$  y  $H_2$  en acetato, teniendo bajas concentraciones de  $H_2$  y convirtiendo la mayoría del material orgánico en ácido acético (Appels et al., 2008). El metano producido se produce en 2/3 partes del acetato, pero los acetogénicos sintróficos y metanogénicos acetoclásticos presentan tasas de crecimiento bastante lentas debido a sus rutas termodinámicas (Lv et al., 2010). Por consecuencia, el proceso de biometanización puede llegar a ser propenso a perturbaciones por acumulación de propionato y butirato, específicamente en contenidos orgánicos altos (Lv et al., 2010).

**Methanogénesis.** Es la etapa final del desarrollo del consorcio microbiano en donde se obtiene el biogás compuesto principalmente por  $CH_4$  y  $CO_2$  por medio de dos rutas principales; (1) por medio de la separación del ácido acético y su conversión a  $CO_2$  y  $CH_4$  mediante metanogénicos acetoclásticos (Ecuación 3) y (2) por metanogénicos que consumen el  $CO_2$  y  $H_2$  para la producción de  $CH_4$  (Ecuación 4) (Appels et al., 2008; Demirer y Chen, 2004 y Neshat et al., 2017). A continuación, se presenta una síntesis del metano por los diferentes precursores (Neshat et al., 2017);



El metano se produce a partir de archaeas metanogénicas y también puede ser considerado como una etapa limitante en la digestión anaerobia, principalmente por sólidos orgánicos como lodos activados (Gavala et al., 2003). El desarrollo de estas bacterias es lento y ocurre óptimamente dentro de un rango de pH entre 7.5 – 8.5 (Demirer y Chen, 2004). Son las más sensibles a cambios en su ambiente, a inhibición por amoníaco en caso de alto contenido de nitrógeno en el sustrato y suelen acoplarse mejor a las variaciones del influente bajo el régimen mesofílico (Mata – Alvarez et al., 2011 y Song et al., 2004).

En fin, la microbiología del proceso de digestión anaerobia es compleja, delicada e involucra varios grupos bacterianos, cada uno de ellos con diferentes

condiciones óptimas de desarrollo (pH, alcalinidad, amoníaco libre, H<sub>2</sub>, Na, P, metales pesados, AGVs, entre otros) (Appels et al., 2008).

#### **2.1.5.6. DBO y DQO**

La Demanda Biológica de Oxígeno y la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se refieren a las concentraciones totales de las sustancias presentes en un sustrato que pueden ser oxidadas, sea por rutas biológicas (DBO) o por rutas químicas (DQO), a productos finales inorgánicos (Pisarevsky, Polozova y Hockridge, 2005). Su remoción durante la digestión anaerobia suele ser considerado como un indicador de la eficiencia del proceso y del digestor (Bolnonella et al., 2012, Cavinato et al, 2013; De La Rubia et al., 2005y Song et al., 2004), así como para el asesoramiento de la concentración del material orgánico biodegradable en el sustrato (Astals et al., 2013).

Cuando se utilizan sustratos con gran cantidad de nutrientes, se consumirán las fracciones fácilmente degradables del sustrato, resultando en agotamiento del oxígeno disuelto del medio (Neshat et al., 2017). Esto resulta en la liberación de compuestos que pueden ser tóxicos, eliminando / reduciendo a los organismos presentes (Neshat et al., 2017). La eficiencia de la remoción biológica de nutrientes en los procesos de depuración de agua depende de la disponibilidad de carbono de fácil degradación en el agua (Cavinato et al., 2013). Según De La Rubia et al. (2005), la alimentación al digestor de DQO y DBO genera CH<sub>4</sub> debido a las rutas catabólicas y produce biomasa por las rutas anabólicas. Esto implica que la cantidad de DQO y DBO utilizada en las rutas metabólicas decrece con el aumento de los tiempos de retención debido a que las poblaciones microbianas están adaptándose a las nuevas condiciones operacionales y se está utilizando mayor cantidad de DQO y DBO para la generación de CH<sub>4</sub>.

#### **2.1.5.7. Sólidos Volátiles (SV)**

El contenido de sólidos volátiles es un indicador de la materia orgánica y también de la expresión de la biomasa presente en un sustrato (Arnaiz et al., 2005,; De

la Rubia et al., 2005). Durante la digestión anaerobia, los SV son degradados al ser hidrolizados por los microorganismos en las rutas de generación de metano, por lo que el volumen final del sustrato cuya disposición debe ser gestionada se reduce (Appels et al., 2008 y Arnaiz et al., 2005). La determinación de la evolución del contenido de sólidos volátiles en los sustratos durante la digestión anaerobia indica el grado de estabilización de lodos obtenido, la efectividad de los digestores batch para la estabilización del contenido de material orgánico presente del sustrato y la eficiencia del proceso (Arnaiz et al., 2005; Bolzonella et al., 2012; De La Rubia et al., 2005; Ferrer et al., 2008; Gavala et al., 2003; Marañón et al., 2012; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1509 – 1510; Song et al., 2004, y Zhang et al., 2014). Mientras mayor sea la reducción de los sólidos volátiles, mayor será la tasa de hidrólisis (Arnaiz et al., 2005 y Song, 2004). La cantidad de sólidos volátiles reducidos depende del tipo de sustrato utilizado en la digestión, la temperatura y el tiempo de retención de los mismos (De la Rubia et al., 2005). Por otro lado, mientras el biogás generado tenga mayor contenido de hidrógeno menor será el rendimiento del metano, puesto que no se están reduciendo adecuadamente los sólidos volátiles (Song et al., 2004). Por último, Ferrer et al. (2008) y Song et al. (2004) relacionan al contenido de AGVs con los SV. Mencionan, que reducción de SV durante la digestión anaerobia es equivalente a la cantidad total de AGVs convertidas de los sólidos volátiles disueltos. Los sólidos volátiles disueltos son resultado de la hidrólisis de los sólidos volátiles suspendidos y los AGVs son finalmente convertidos a metano. La reducción de los sólidos volátiles puede ser expresada como la suma del residuo de AGVs y el gas metano producido en el digestor anaerobio. Por lo que, la hidrólisis de las partículas orgánicas tiene influencia considerable en la reducción de los sólidos volátiles. Los bajos niveles de producción de biogás se pueden relacionar con la inhibición del proceso por la acumulación inicial de AGVs (Ferrer et al., 2008).

#### **2.1.5.8. Temperatura**

La temperatura del proceso es uno de los parámetros más influyentes en la digestión anaerobia de sustratos orgánicos, debido a su estrecha relación con la

efectividad y estabilidad del proceso (Neshat et al., 2017). El proceso es sensible a las fluctuaciones de temperatura, debido a que se pueden alterar las actividades metabólicas de los microorganismos, las dinámicas de las poblaciones bacterianas, las tasas de transferencia de gases y las actividades de las bacterias hidrolíticas (Appels et al., 2008 y Neshat et al., 2017). Así también, las bacterias metanogénicas no toleran fluctuaciones de temperatura y las bacterias acidogénicas se asocian a rangos estrictos de temperatura, que si no se cumplen, pueden conllevar a la acumulación de AGVs en el sustrato (Appels et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1504).

#### **2.1.6. Metodologías de optimización del biogás**

Nacen del esfuerzo para la optimización de la eficiencia de los procesos de estabilización de los lodos por medio de la digestión anaerobia (Mata – Alvarez et al., 2000). Son utilizados para mejorar la estabilización y la deshidratación del lodo, para reducir el contenido de patógenos y la desintegración y solubilización de los compuestos orgánicos y refractarios (Bougrier et al., 2006; Gavala et al., 2003).

La necesidad de un pre – tratamiento de las estructuras de los lodos, según Appels et al., (2008), se asocia a que durante un proceso de digestión anaerobia, específicamente durante la hidrolización de los sustratos, las paredes celulares se desintegran y se liberan al medio sustancias extracelulares poliméricas. Este mecanismo tiene un rol importante en la digestión anaerobia, puesto que los mayores constituyentes de su fracción orgánica son células lo cual actúa como sustratos no favorables para los microorganismos. Los pre – tratamientos buscan las rupturas de estas células para la conversión del sustrato en uno más apto para los microorganismos y el proceso de digestión.

Los pre – tratamientos (también conocidos como pre – acondicionamientos) de sustratos pueden ser divididos en tres categorías principales; pre – tratamientos físicos, mecánicos y químicos (Bougrier et al., 2006; Metcalf & Eddy, 2014 y Neshat et al., 2017). En un pre – tratamiento físico, se calienta y presuriza al material lignocelulítico para su conversión en compuestos más simples (Neshat

et al., 2017). Al contrario, al utilizar un pre – tratamiento mecánico se busca la reducción del tamaño de las partículas de los materiales y la mejora en las transferencias de calor y masa que faciliten el proceso de digestión (Neshat et al., 2017). Finalmente, en un pre – tratamiento químico se rompen los enlaces de los lodos por sustancias químicas lo cual convierte al material no biodegradable en un sustrato degradable por medio de la digestión anaerobia (Neshat et al., 2017 y Lv et al., 2010). La eficiencia de estos pre – tratamientos por lo general es asesorada por el incremento en el material orgánico soluble – como sólidos volátiles disueltos, demanda de COD soluble o proteínas solubles – biodegradabilidad anaerobia y producción de biogás (Lv et al., 2010).

#### **2.1.6.1. Pre – acondicionamiento térmico**

Es el método de pre – tratamiento más comúnmente utilizado en las PTARs (Neshat et al., 2017). Pretratamientos a temperaturas menores de los 100°C se denominan pretratamientos a bajas temperaturas y aquellos mayores a 100°C se conocen como pre – tratamiento a altas temperaturas (Appels et al., 2008 y Ferrer et al., 2008). Estos métodos reportan mejorar el proceso de digestión anaerobia, aunque la magnitud de la mejora varía considerablemente (Appels et al., 2008 y Bougrier et al., 2006). Mientras mayor sea la dificultad de la hidrolización de las sustancias biológicas de los lodos se requerirá mayor intensidad del pre – tratamiento (Appels et al., 2008).

Durante un pre – tratamiento térmico las células se rompen por diferencias de presión, el material orgánico y la DQO se solubilizan (transferencia de sólidos a la fracción soluble del lodo) y ocurre una repartición del contenido de sólidos en los sustratos (Bougrier et al., 2006 y Ferrer et al., 2008). Existe también la reducción de la viscosidad aparente por la liberación de moléculas de agua debido a que la temperatura tiene un efecto en los enlaces de hidrógeno, lo cual modifica la estructura del lodo y se libera una parte del enlace de agua (Bougrier et al., 2006). Finalmente, debido al aumento de la solubilidad de los compuestos orgánicos de los sustratos por la aceleración la hidrólisis por desintegración de

las células del lodo y la liberación de material intracelular, se ha observado la mejora de las reacciones biológicas (Appels et al., 2008 y Ferrer et al., 2008).

Durante los diferentes estudios realizados se han podido recalcar varias ventajas de la aplicación de un pre – tratamiento térmico a lodos previos a la digestión anaerobia. Entre ellas la desintegración del lodo, las mayores tasas de biogás y metano, sanitación de los lodos de organismos patógenos, biodegradabilidad del lodo y optimización de la hidrólisis por aumento de materiales solubles, remoción de DQO y VS, conversión de una parte del lodo en una fracción más mineral, transformación de la estructura de flóculos compleja (típica de lodos activados) y consecuente liberación de biopolímeros a manera de proteínas o azúcares del flóculo hacia la fase soluble y, por último, solubilización de compuestos lignocelulíticos (como hemicelulosa y celulosa, presentes en estiércoles) en materiales solubles (Bolzonella et al., 2012; Bougrier et al., 2006; Ferrer et al., 2008; Gavala et al., 2006; Lv et al., 2010; Neshat et al., 2017; Stuckey y McCarty, 1984 y Valo et al., 2004).

Sin embargo, también se han reportado algunas desventajas, las cuales deben ser tomadas en cuenta. Por ejemplo, la formación de compuestos refractarios, incompleta biodegradabilidad de lodo antes de 20 días de digestión, establecimiento de condiciones de inhibición en los sustratos, los inóculos utilizados no siempre pueden adaptarse a las altas temperaturas empleadas, aumento de la presencia de propionato y butirato por su sensibilidad a temperaturas mayores de 70°C, mayores requerimientos de energías, costos y operación en las PTARs (Astals et al., 2013; Bougrier et al., 2006; Ferrer et al., 2008 y Gavala et al., 2003).

#### **2.1.6.2. Co – digestión con desechos sólidos orgánicos**

La hidrólisis del proceso de digestión anaerobia muchas veces actúa como la etapa limitante del proceso (Bougrier et al., 2006; Ferrer et al., 2008 y Gavala et al., 2003). A esto se atribuye a las células y biopolímeros extracelulares de difícil degradación presentes en la estructura compleja de los flóculos de los lodos (Neshat et al., 2017). La co – digestión con otros desechos sólidos orgánicos es

la digestión anaerobia simultánea de una mezcla de dos o más sustratos que puede mejorar la eficiencia relacionada al proceso de digestión anaerobia (Montañés et al., 2016). Los desechos agrícolas, incluidos los estiércoles, son una forma de desecho sólidos orgánicos biodegradables que pueden ser utilizados como sustratos para la co – digestión (Macias – Corral, et al., 2008). Es una opción atractiva debido a los incrementos en el rendimiento del metano atribuidos al sinergismo positivo en el medio de digestión (Neshat et al., 2017). Esto aumenta la viabilidad de los costos de las plantas de biogás por la aceleración de la hidrólisis por introducción al medio de más compuestos biodegradables que actúan como fuente nutritiva para los diferentes consorcios microbianos (Appels et al., 2008; Mata – Alvarez et al., 2000 y Montañés et al., 2016).

Los beneficios y limitaciones de la co – digestión con estiércoles en un proceso de digestión anaerobia son principalmente descritos por Macias – Corral et al. (2008), Mata – Alvarez et al. (2000) y Montañés et al. (2016). Los autores mencionan que la utilización de estiércoles mejora la producción de CH<sub>4</sub> en el biogás, contribuye a la dilución de compuestos tóxicos y/o inhabilitantes presentes en los sustratos por lo que la estabilidad del proceso mejora, incremento del material orgánico dentro del digester que puede ser aprovechado por los consorcios microbianos, aumento de la diversidad de microorganismos que realizarán el proceso de digestión, mejor estabilización del sustrato por mayor tasa de remoción del contenido de SV, contribuyen con los niveles de humedad requeridos en el alimento del digester para un buen funcionamiento, contribuyen con la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera y disminución de la contaminación de las diferentes matrices ambientales (principalmente por la degradación tradicional de grandes volúmenes de desechos agrícolas).

Por otro lado, las desventajas de la co – digestión anaerobia de lodos con estiércoles se relacionan con los altos costos asociados a la transferencia de los co – sustratos desde el punto de generación hacia la planta de biogás y a que los estiércoles deben ser agregados a los digestores anaerobios en bajas

proporciones (Macias – Corral et al. 2008; Mata – Alvarez et al., 2000 y Montañés et al., 2016).

### **2.1.7. Alternativas referentes a biosólidos**

#### **2.1.7.1. Aplicación en suelos (suelos agrícolas y forestales)**

La aplicación de lodos domésticos y efluentes en suelos es una alternativa para la reinclusión de materiales a su ciclo natural y su aprovechamiento agrícola (Linden, Larson, Dowdy y Clapp, 1995) y como una disposición de estos residuos considerada viable y económicamente factible (Jamil, Qasim, Umar, 2006).

Para la producción de cultivos, sean éstos destinados al consumo humano y/o a la alimentación de animales, se requiere de agua y de un suelo fértil (fertilizantes naturales del suelo o artificiales) (USEPA, 1994). Los lodos estabilizados de las PTARs pueden contener elementos, tanto en su forma mineral como orgánica, como Carbono (C), Hidrógeno (H), Oxígeno (O<sub>2</sub>), Fósforo (P), Potasio (K), Nitrógeno (N), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Molibdeno (Mo), Boro (Bo), Cobre (Cu), Zinc (Zn), entre otros (Jamil et al., 2006; Law, 1968; Linden et al., 1995). Estos elementos actúan como fertilizantes esenciales del suelo, los cuales serán asumidos por las plantas para su crecimiento y producción de compuestos orgánicos como carbohidratos, proteínas y grasas (USEPA, 1994). En el caso de la aplicación en silvicultura, la aplicación de biosólidos beneficia a la productividad, revegetación y estabilización de terrenos que ya han sido previamente cultivados o alterados por actividades mineras, desplazamientos de masas, así como también acelera el crecimiento de las especies forestales (USEPA, 1994).

Además, el contenido de material orgánico en el lodo puede actuar como un acondicionador del suelo, ya que éste tiene influencia sobre procesos físicos, químicos y biológicos del mismo (Linden et al., 1995 y Smith, 2009). Por ejemplo, la adición de lodo estabilizado a un suelo arcilloso de textura fina hace del suelo uno menos compacto, por lo que aumenta el espacio poroso disponible para el

crecimiento de las raíces y para la entrada de agua y aire al suelo (Linden et al., 1995). Por otro lado, en suelos la aplicación de biosólidos aumenta su contenido de agua y la capacidad de retención de la misma y se proveen espacios químicos para el intercambio de nutrientes y adsorción (Linden et al., 1995).

Sin embargo, la aplicación en suelo es altamente debatida e incluso ha sido restringida en algunos países debido a las diferentes alertas sobre estas prácticas (Bougrier et al., 2006). Algunas de las problemáticas incluyen a los efectos de la inclusión al suelo de altas tasas de nutrientes, de densidades microbianas considerables y de químicos orgánicos. Con respecto a los nutrientes, se ha registrado la contaminación de cuerpos hídricos subterráneos con nitrógeno presente en los biosólidos (uno de los mayores constituyentes y en diversas formas químicas), así como la eutrofización de cuerpos hídricos debido a la acumulación de fósforo insoluble en las capas superiores del suelo, erosión e inclusión de estos sedimentos a los cuerpos hídricos y, por último, la presencia de elementos traza, tales como Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Mercurio (Hg), Níquel (Ni) y Plomo (Pb) en concentraciones superiores a las requeridas por el metabolismo de especies vegetales, que contaminan el suelo, alteran la cadena alimenticia del ecosistema y manifiestan fitotoxicidad en organismos (Linden et al., 1995; Montovi, Baldono, Toderi, 2004 y Neshat et al., 2017). En referencia a la introducción al suelo de microorganismos (bacterias, virus, hongos y parásitos), ésta suele ser en concentraciones considerables y pueden acumularse en la matriz ambiental, por lo que se recomienda destinar un periodo de espera antes de realizar la cosecha de alimentos destinados a consumo humano del suelo en donde han sido aplicados biosólidos (Linden et al., 1995 y Neshat et al., 2017). Finalmente, se realizó un estudio (Smith, 2009) en el cual se identificó la acumulación de químicos orgánicos en los lodos (son de naturaleza hidrofílica y lipofílica por lo que se concentran en los lodos) e incluyen compuestos como parafinas cloradas, plastificantes, microorganismos con resistencia a antibióticos, productos farmacéuticos y endócrinos y que a través de su disposición en suelos pueden perjudicar a la salud humana por medio de cuatro posibles rutas: (1) lodos – suelo – planta – humanos, (2) lodos – suelo –

humanos, (3) lodos – suelos – plantas – animales – humanos y (4) lodos – suelo – animales – humanos.

#### **2.1.7.2. Materiales de construcción**

Se ha llegado a utilizar a las cenizas de los lodos de las PTARs como material para la construcción de ladrillos, morteros de cemento, mezclas de concreto, como agregado fino en morteros, en mezclas de pavimento asfáltico e incluso como un tipo de vidrio (Monson, 1880; Monzó, Payá, Borrachero, Girbés, 2003; Onaka, 2000 y Tay, 1989). Es una alternativa de reúso de los compuestos orgánicos e inorgánicos contenidos en los lodos, que es tanto económicamente como tecnológicamente factible (Onaka, 2000 y Tay, 1989). Además, contribuye positivamente al control de la contaminación del ambiente por disposición de estos residuos y representa una solución a la problemática crítica actual que representan los desechos y residuos de las PTARs (Tay, 1989). Sin embargo, todavía se presentan algunos desafíos; la necesidad de incinerar los lodos y obtener de ésto las cenizas requiere de grandes cantidades de energía, la disminución de la resistencia de los materiales con el aumento del contenido de las cenizas (en especial para el caso del cemento), la incertidumbre sobre durabilidad y el cambio en el volumen de los materiales a lo largo del tiempo (Tay, 1989) y la reducción del tamaño del mortero por la morfología irregular de las partículas de cenizas de lodos y por la alta capacidad de absorción de agua de las superficies de las mismas (Monzó et al., 2003).

#### **2.1.7.3. Disposición en superficies**

La disposición de lodos estabilizados en superficies (rellenos de paisaje, rellenos sanitarios, entre otros) es una de las metodologías más comunes (Monzó et al., 2003) y sucede de cuatro formas principales (USEPA, s.f.);

- a. Rellenos únicos de biosólidos en zanjas, rellenos de área o similares y por lo generalmente el biosólido es tapado diariamente con material de cobertura.

- b. Sitios de disposición superficiales destinados a la disposición de biosólidos.
- c. Disposición en montículos, en donde el lodo es acomodado en pilas en un área específica del terreno destinado para la disposición de biosólidos.
- d. Embalses o lagunas en donde el líquido en exceso del lodo es previamente evaporado o reciclado para tratamiento y el biosólido es descargado y finalmente dispuesto.

Sin embargo, la producción de desechos ha aumentado significativamente, limitando los espacios para la disposición de desechos y la cantidad de los mismos, por lo que ha sido necesario encontrar otras alternativas de disposición de biosólidos (Monzó et al., 2003). Tan solo en Europa la disposición en superficies de biosólidos ha disminuido del 33 al 15% entre 1992 y 2005 y, al contrario, otras metodologías han aumentado; por ejemplo, la incineración casi se ha duplicado (desde 11 al 21%) en los mismos años (Kelessidis, Stasinakis, 2012).

#### **2.1.7.4. Incineración**

Debido a que la reutilización de lodos de PTARs como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas y/o forestales es altamente debatido y ha disminuido considerablemente (Kalessidis, Stasinakis, 2012), ha sido necesario alterativas viables para la disposición de lodos, entre éstas la incineración de los mismos acompañada de la disposición de las cenizas en rellenos sanitarios y/o rellenos del paisaje (Monzó et al., 2003 y Smith, 2009) o como utilización para construcción de materiales. La incineración es un proceso térmico (Kelessidis, Stasinakis, 2012) en el cual los lodos son sometidos a altas temperaturas por tiempos determinados y como resultado éstos son convertidos en cenizas, reduciéndose significativamente sus volúmenes y material orgánico (Monzó et al., 2003 y Tay, 1989). Sin embargo, el proceso presenta algunos problemas, algunos que se destacan incluyen a los costos relacionados a los productos generados del proceso; el tratamiento de gases y cenizas, la emisión de dioxinas y furanos y la liberación de metales pesados (Kalessidis, Stasinakis, 2012). A

pesar de todo, esta alternativa ha mejorado significativamente con el transcurso de los años, mejorando su tecnología, costos y protección al medio ambiente, por lo que es considerado una alternativa viable para la disposición de biosólidos (Kalessidis, Stasinakis, 2012 y Tay, 1989).

### **3. CAPÍTULO III. Metodología**

#### **3.1. Selección de Sustratos**

##### **3.1.1. Obtención de lodos secundarios**

El lodo secundario fue recolectado de la planta de tratamiento de aguas residuales de la sede Udlapark de la Universidad de las Américas, ubicada en Quito (Ecuador). El agua residual ingresa a la planta con un caudal de 240 m<sup>3</sup>/día y es tratada a través dos tanques homogeneizadores (de 20 m<sup>3</sup> cada uno), un tanque filtro percolador (de 100 m<sup>3</sup>) y dos decantadores (de 20 m<sup>3</sup> cada uno). En del tratamiento por filtro percolador el agua entra en contacto con biomasa adherida a un medio de soporte fijo y permeable BIOPAK con diámetro de 182 mm. Aquí ocurre un proceso de oxidación biológica del contenido de material orgánico del agua residual a condiciones aerobias logradas por medio de un sistema de ventilación a presión atmosférica. Por último, el caudal de lodos producido es aproximadamente 2.1 m<sup>3</sup>/día y se ubican al fondo de los dos decantadores / sedimentadores cilíndricos cónicos.

Los lodos de los decantadores fueron obtenidos tomando en cuenta el Documento Guía para el Muestreo y Análisis de Lodos de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales de la USEPA (1969). Debido a que los lodos se concentran en más de una estructura que reciben flujos iguales (dos decantadores diferentes), se prosiguió a crear una muestra compuesta de los lodos de ambas estructuras; 50% de los lodos del decantador 1 y 50% del decantador 2 (USEPA, 1969). Los lodos fueron obtenidos de los vertederos perimetrales, logrando así el muestreo de lodos previos a su disposición (USEPA, 1969). Las muestras fueron recolectadas en un contenedor limpio de polietileno, llevados

inmediatamente al laboratorio y conservados a 4°C hasta su uso (Chua, 2013 y Song et al., 2004).

### 3.1.2. Diseño experimental del estudio

El estudio de estabilización del lodo secundario de la PTAR Udlapark se enfocó en las digestiones mesofílica y termofílica, en la influencia de un pre – tratamiento térmico del lodo previo a su digestión y en la utilización de estiércoles de cerdo o vaca como co – sustratos del proceso de digestión de los lodos de la PTAR (ver punto 3.1.3.). El diseño experimental respectivo se presenta en la siguiente tabla.

Tabla 6.

#### *Diseño Experimental del estudio*

Variable I	Variable II	Variable III	Réplicas	
Temperatura de la Digestión Anaerobia	Pre - tratamiento térmico	Sustratos	#1	#2
Digestión Anaerobia Mesofílica (35°C)	Con pre - tratamiento térmico (170°C por 90 minutos)	Sustrato 1: Lodos Secundarios PTAR (100% lodos)	R1: L 35 CT R1	R2: L 35 CT R2
		Sustrato 2: Mezcla Lodos - Estiércol Cerdo (88% lodos - 12% estiércol)	R1 CE 35 CT R1	R2 CE 35 CT R2
		Sustrato 3: Mezcla Lodos - Estiércol Vaca (72.8% lodos - 27.2% estiércol)	R1 VA 35 CT R1	R2 VA 35 CT R2
	Sin pre - tratamiento térmico	Sustrato 1: Lodos Secundarios PTAR (100% lodos)	R1 L 35 ST R1	R2 L 35 ST R2
		Sustrato 2: Mezcla Lodos - Estiércol Cerdo (88% lodos - 12% estiércol)	R1 CE 35 ST R1	R2 CE 35 ST R2
		Sustrato 3: Mezcla Lodos - Estiércol Vaca (72.8% lodos - 27.2% estiércol)	R1 VA 35 ST R1	R2 VA 35 ST R2
Digestión Anaerobia Termofílica (55°C)	Con pre - tratamiento térmico (170°C por 90 minutos)	Sustrato 1: Lodos Secundarios PTAR (100% lodos)	R1: L 35 CT R1	R2: L 35 CT R2
		Sustrato 2: Mezcla Lodos - Estiércol Cerdo (88% lodos - 12% estiércol)	R1 CE 35 CT R1	R2 CE 35 CT R2
		Sustrato 3: Mezcla Lodos - Estiércol Vaca (72.8% lodos - 27.2% estiércol)	R1 VA 35 CT R1	R2 VA 35 CT R2
	Sin pre - tratamiento térmico	Sustrato 1: Lodos Secundarios PTAR (100% lodos)	R1 L 35 ST R1	R2 L 35 ST R2
		Sustrato 2: Mezcla Lodos - Estiércol Cerdo (88% lodos - 12% estiércol)	R1 CE 35 ST R1	R2 CE 35 ST R2
		Sustrato 3: Mezcla Lodos - Estiércol Vaca (72.8% lodos - 27.2% estiércol)	R1 VA 35 ST R1	R2 VA 35 ST R2

### **3.1.3. Obtención de estiércoles de cerdo y vaca**

Muestras frescas estiércol de cerdo y vaca (Demirer et al., 2004 y Macias – Corral et al., 2008) fueron obtenidas del ganado porcino y vacuno de la Granja Experimental de la Universidad de las Américas, ubicada en la parroquia de Nono (Pichincha, Ecuador). El ganado porcino estuvo representado por 39 chanchillas, cerdas y lechones alimentados diariamente con pasto y balanceado de alta producción. Además, las madres eran suplementadas con 1 kg al día de balanceado de gestación o balanceado de lactancia. Así mismo, las cerdas con prospección para reproducción eran alimentadas adicionalmente con 1 kg al día de balanceado de reemplazo. Por otro lado, el ganado vacuno estaba compuesto por 28 vacas y 12 terneras alimentadas principalmente por pasto (pastoreo), avena y dos veces a la semana por balanceado de alta producción. Las muestras fueron recolectadas cuando los animales se encontraban en pastoreo (en exteriores) (Callaghan et al., 1999), cuidando que el sustrato por debajo de las mismas (tierra o pasto) no sea también recogido. Las muestras fueron transportadas al laboratorio lo antes posible en fundas separadas de polietileno (Chua, 2013) contenidas en dos hieleras con sustitutos de hielo en cada una de las paredes, por debajo y por encima de las fundas de polietileno.

Una vez en el laboratorio, el contenido de las fundas de polietileno fue agitado y procesado a mano para la remoción de materiales no deseados (hojas, tallos, piedras, etc.) y la desagregación y descompactación de los estiércoles (principalmente de cerdo) (Marañón et al., 2012; Misi y Foster, 2001 y Zhang et al., 2014). Los estiércoles procesados fueron nuevamente homogeneizados y almacenados en vasos tapados de vidrio de borosilicato (APHA, 2012, p. 1-44) a una temperatura de 4°C (Astals et al., 2013; Chua, 2013; Demirer et al., 2004; Ferrer et al., 2008; Marañón et al., 2012; Misi y Forster, 2001). Durante todo el proceso se cuidó que las muestras de estiércoles de cerdo y vaca no entren en contacto ni sean mezcladas entre ellas.

#### **3.1.4. Espesamiento del lodo**

Debido a que la fracción líquida contenida en los lodos al retirarse de la PTAR es considerable, éstos deben ser espesados para la concentración de la fracción sólida previo al proceso de digestión anaerobia (Demirer et al., 2004; De la Rubia et al., 2005; Ferrer et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1486). Se utilizó un proceso físico por asentamiento a gravedad para la concentración del contenido de sólidos (Demirer et al., 2004; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1486) dentro de una columna de sedimentación de 42 litros. Una vez espesados los lodos, mismos que se ubicaban en la parte baja de la columna, fueron retirados y filtrados por un colador (2 mm) (Demirer et al., 2004). Finalmente, se mezclaron y almacenaron en vasos tapados, de vidrio de borosilicato (APHA, 2012, p. 1-44) a una temperatura de 4°C (Chua, 2013; Ferrer et al., 2008 y Song et al., 2004) previo a su caracterización y ubicación en digestores anaerobios.

#### **3.1.5. Contenido en peso seco de las mezclas lodo – estiércol**

Para el establecimiento del contenido en porcentaje de peso seco de las mezclas lodo – estiércol cerdo y lodo – estiércol vaca, se tuvo en consideración que un alto contenido de fibras y de sólidos en los sustratos del proceso de digestión anaerobia puede resultar en bajas tasas de generación de metano y en la dificultad para el mezclado de los digestores del contenido por métodos convencionales (Callaghan et al., 1999 y Marañón et al., 2012).

Así también, e estudios previos realizados para la digestión anaerobia de estiércoles, el contenido en peso seco de sólidos totales de los sustratos utilizados variaba entre 3.5 – 4.5% (Marañón et al., 2012), 5 – 10% (Misi y Forster, 2001), e incluso entre escenarios reales de digestión anaerobia; 8 – 12% en plantas de biogás alemanas y 3 – 8% en plantas de biogás chinas (Zhang et al., 2004).

Además, debido a que las muestras obtenidas se encuentran en estado sólido se requiere de la obtención de su sobrenadante para los análisis de alcalinidad, DBO, DQO y pH. Por lo que un contenido de sólidos muy alto significaría la necesidad de mayores diluciones para obtener sobrenadantes claros (sólidos

pueden influir en los análisis, ver 3.5. análisis físico – químicos). Esto resultaría en diluciones considerables de las muestras, perjudicando de esta manera la integridad de las mismas y la obtención de resultados coherentes y reales.

Con estas consideraciones, se estableció que las mezclas de (1) lodo PTAR – estiércol cerdo y (2) lodo PTAR – estiércol de vaca no superarían un contenido de sólidos totales del 7% en peso seco y, que el contenido de estiércoles en los sustratos debe ser lo mayor posible para un estudio representativo de co – digestión anaerobia. Entonces, se escogió un porcentaje de sólidos totales en peso seco del 6% para el presente estudio, el mismo que cumple con los lineamientos y bibliografía previamente mencionados. Finalmente, se utiliza el criterio de contenido de sólidos totales en base a pesos secos en concordancia con investigaciones realizadas previamente (Astals et al., 2013; Callaghan et al., 1999; Macias – Corral et al., 2008 y Marañón et al., 2012).

Para la obtención de co – sustratos con un contenido de sólidos del 6% se realizó la caracterización de sólidos totales de las muestras a 105°C (obtención de un peso seco) según el método 1684 de la USEPA (ver Sólidos Totales y Volátiles). Una vez determinado el contenido de sólidos totales del lodo y de los estiércoles de cerdo y vaca, se realizó un balance por componentes (Ecuación 5) y un balance general (Ecuación 6), de los cuales se obtuvo un porcentaje para los estiércoles de cerdo y vaca a ser mezclados con el lodo.

### **Balance por componentes**

$$1 = L + E \quad \text{(Ecuación 5)}$$

Siendo L – lodo y E – estiércol (cerdo o vaca) y “1” una unidad en masa (ej. 1 kg). Es decir, una unidad de mezcla abarca el contenido de lodo más el contenido de estiércol. Se despejó “E” de la ecuación 5 y:

$$E = 1 - L \quad \text{(Ecuación 6)}$$

Es decir, el contenido de estiércol es resultado de la diferencia de una unidad de mezcla y su contenido de lodo (L).

### Balance general

$$[1 \times 0.06] = [(a \times L) + (b \times E)] \quad (\text{Ecuación 7})$$

En donde “1” es una unidad de mezcla, “0.06” representa el 6% de sólidos totales en peso seco establecido, “L” es el contenido de lodo en la mezcla, “a” es el porcentaje de sólidos totales en el lodo obtenido después del secado a 105°C, “E” es el contenido de estiércol (cerdo o vaca) en la mezcla y “b” es el porcentaje de sólidos totales en el estiércol (cerdo o vaca) obtenido después del secado a 105°C. La ecuación 6 fue introducida en la ecuación 7 sustituyendo a “E” y obteniendo así porcentajes de contenido de estiércol (cerdo o vaca) en 1 unidad de mezcla. Se pesaron estas proporciones, las mismas que fueron mezcladas y centrifugadas a 8000 rpm para la homogeneización del contenido. Finalmente se secaron las mezclas por 12 horas a 105°C, se las pesó y verificó que el contenido de sólidos totales de las mismas sea del  $6 \pm 0.3\%$ .

#### 3.1.6. Pre – tratamiento térmico

Se prepararon 4.5 L por mezcla de co – sustratos lodo - estiércol de vaca y lodo - estiércol de cerdo de acuerdo a la proporción en porcentaje de peso seco previamente establecida (6%) de los cuales, 2.4 L fueron introducidos en vasos rosca de vidrio de borosilicato de 0.5 L cada uno (Bougrier et al., 2016 y Ferrer et al., 2008). Así mismo, se introdujo 1.2 L de los lodos previamente espesados, cernidos y mezclados en frascos de misma índole. Las mezclas fueron llevadas a temperatura ambiente previamente a su procesamiento.

Los frascos fueron tapados con Parafilm y papel aluminio para evitar evaporación del agua (Ferrer et al., 2008) y sometidos por 90 minutos en una incubadora MM ECOCELL previamente calentada a 170°C. Al finalizar el tratamiento, las mezclas fueron mezcladas para asegurar homogeneidad (Ferrer et al., 2008), enfriados a temperatura ambiente por aproximadamente 2 horas (Kim et al., 2003) y dispuestas en los digestores anaerobios.

Se optó por una temperatura de pre – tratamiento de 170°C debido a los resultados obtenidos por diversos autores en estudios previos. Li y Noike (1992),

quieres experimentaron con temperaturas de pre - tratamiento de 62 a 175°C por 30 a 60 minutos, reportan que la óptima reducción de sólidos volátiles y de generación de biogás se obtuvo a alta temperatura (170°C por 60 minutos); obteniendo diferencias de 30% en reducción de SV y 100% en producción de CH<sub>4</sub> en comparación a menores temperaturas. Hiraoka et al., (1989) reporta que a mayores temperaturas de pre – tratamiento se alcanzan mayores tasas de reducción de sólidos volátiles. Así mismo, se ha evidenciado que pre – tratamientos a temperaturas alrededor de 170°C aumentan la producción de metano y en la reducción de sólidos volátiles (Bougrier et al., 2006; Li y Noike, 1992; Tanaka et al., 1997; Valo et al., 2004 y Zheng et al., 1998). Por último, son varios los autores que mencionan haber alcanzado las condiciones óptimas para la generación de biogás a una temperatura de pre – tratamiento de 170°C (Bougrier et al., 2006; Li y Noike, 1992 y Pinnekamp, 1989). Tomando en cuenta todo lo previamente mencionado, se estableció una temperatura del pre – tratamiento térmico de 170°C (Bougrier et al., 2006; Li y Noike, 1992; Pinnekamp 1989 y Valo et al., 2004).

Así mismo, se eligió un tiempo de tratamiento de 90 minutos puesto que (1) al emplear temperaturas de 170°C se utilizan tiempos de 30 – 90 minutos (Bougrier et al., 2006; Li y Noike, 1992), (2) pre – tratamientos térmicos de mayor intensidad mejoran la eficiencia de la hidrólisis de los compuestos biológicos de los lodos (etapa de hidrólisis puede ser una limitante dentro de la digestión anaerobia según Appels, et al., 2008) y (3) tiempos muy largos del pre – tratamiento (horas, incluso días) pueden conllevar a la acumulación de ácidos grasos volátiles, formación de compuestos refractarios e inactivación de las poblaciones microbianas (Ferrer et al., 2008; Gavala et al., 2003; Stuckey y McCarty, 1984).

### **3.1.7. Digestión Anaerobia mesofílica y termofílica**

Cada uno de los sistemas de co – digestión (y digestión) anaerobia de una fase se basaron en un kitasato de vidrio de 1 L de capacidad con 250 mL de muestra (Arnaiz et al., 2005) conectados a un sistema de desplazamiento de agua para

la medición del biogás generado (Bougrier et al., 2016; Chua, 2013; Callaghan et al., 1999; Marañón et al., 2012; Misi y Forster, 2001 y Zhang et al., 2014). En cada uno de los kitsatos se colocaron tapas de corcho con puertos de muestreo de muestras de los sustratos (Kim et al., 2003; Macias – Corral et al., 2008) las cuales fueron recolectadas 2 veces a la semana (para análisis de alcalinidad, pH y sólidos) utilizando una manguera de plástico de 5 mm de diámetro y una jeringa de 100 mL (Astals et al., 2013). Los digestores fueron lavados, desinfectados con luz UV y analizados por fugas previo a la introducción de las muestras (Chua, 2013).

La incubación de los digestores fue realizada hasta alcanzar una reducción de sólidos volátiles del 38% en todos – o alguno – de los co-sustratos utilizados (25 días). Este criterio fue acogido para lograr el cumplimiento del criterio de Reducción del Vector de Atracción establecido por la USEPA como requisito de estabilización de lodos por digestión anaerobia (USEPA, s.f.). La incubación de los digestores mesofílicos se contempló a oscuras en una incubadora WTW TS 606/2-i a 35°C (Callaghan et al., 1999; Demirer et al., 2004; Gavala et al., 2003; Misi y Foster, 2001; Montané et al., 2016; Riau et al., 2009y Song et al., 2004) y los digestores termofílicos fueron incubados a oscuras en una incubadora MM ECOCELL a 55°C (Astals et al., 2013; Bolzonella et al., 2012; Cavinato et al., 2013; De la Rubia et al., 2005; Ferrer et al., 2008; Gavala et al., 2003; Montané et al., 2016; Riau et al., 2009; Solera et al., 2001 y Song et al., 2004). En ambos casos, el contenido fue agitado manualmente una vez al día por aproximadamente 5 minutos para asegurar homogeneidad en las muestras (Astals et al., 2013).

### **3.1.8. Análisis del biogas**

#### **3.1.8.1. Volumen de biogás producido (mL)**

Para conocer cómo afectan las diferentes variables del experimento en el biogás se quiso analizar la cantidad generada del mismo como resultado de cada una de las variables del proceso (temperatura de incubación, pre – tratamiento

térmico, estiércol como co - sustrato). Para conocer la cantidad de biogás generado en los biodigestores se utilizó un sistema de desplazamiento de agua acidificada con sal (Bougrier et al., 2016; Chua, 2013; Callaghan et al., 1999; Marañón et al., 2012; Misi y Forster, 2001 y Zhang et al., 2014). El agua utilizada fue acidificada con ácido sulfúrico hasta alcanzar un pH de 2 (Bougrier et al., 2016; Callaghan et al., 1999; Song et al., 2004 y Zhang et al., 2014) y saturada al 75% con Cloruro de Sodio (NaCl) (Zhang et al., 2014). Sin embargo, hasta la primera semana del proceso de digestión no se registró desplazamiento del agua en ningún digestor. El sistema de desplazamiento de gas fue reemplazado por un Erlenmeyer (seco, desinfectado, debidamente sellado y conectado al kitasato) que actuó como receptor del biogás generado.

Debido a que el CO<sub>2</sub> es uno de los componentes principales del biogás generado en el proceso de digestión anaerobia de lodos (Appels et al., 2008; Demirer y Chen, 2004; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1520) se prosiguió al estudio de las diferentes variables del proceso y su influencia en el biogás mediante la determinación del contenido de CO<sub>2</sub> en el mismo (Chua, 2013 y Demirer y Chen, 2004).

### **3.1.8.2. Contenido de Dióxido de Carbono (% CO<sub>2</sub>) del biogás**

Para la determinación del contenido de CO<sub>2</sub> (% en volumen) del biogás generado se utilizó el método volumétrico (2720 B.) del método 2720 Análisis de Gases del Digestor Anaerobio del Standard Methods (2012, pp. 2-95 – 2-97). Este método sí establece la posibilidad de medición únicamente del contenido de CO<sub>2</sub> (y no de otros gases) de una muestra (APHA, 2012, p. 2-96) y para esto se utilizó un Orsat de una única cámara de absorción, previamente purgado y ajustado a presión atmosférica (Anexo 1.1.). Para la absorción química del contenido de CO<sub>2</sub> en el biogás se utilizó una solución de Hidróxido de Potasio (KOH) dentro de la cámara de absorción del Orsat y una solución de sal ácida (líquido de desplazamiento) preparada por dilución de 50 g de Sulfato de Sodio (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), 7.5 mL de Ácido Sulfúrico concentrado (conc. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) y 200 mL de agua destilada.

El cálculo del porcentaje de CO<sub>2</sub> contenido en la muestra se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$\% CO_2 = [(V1 - V2) \times 100] / [V1] \quad (\text{Ecuación 8})$$

### **3.1.9. Análisis físico – químicos**

#### **3.1.9.1. Obtención del sobrenadante**

Debido a que los lodos y las mezclas con los co – sustratos se encuentran en estado físico sólido y los análisis físicoquímicos de alcalinidad, pH, DBO y DQO requieren de muestras líquidas (APHA, 2012) se obtuvo el sobrenadante de las muestras (estado físico líquido) a partir de la metodología propuesta por la USEPA en su Manual de Operación de la Digestión Anaerobia de Lodos (USEPA, 1976).

La metodología establece, que a la muestra del lodo en estado sólido se le agrega agua (en el presente estudio se utilizó siempre agua destilada), y la mezcla formada es centrifugada o batida a mano hasta alcanzar la desagregación del sólido en el agua. Los sólidos presentes se dejan asentar hasta alcanzar una adecuada sedimentación de la muestra. Por último, se utiliza como sobrenadante a la parte superior de la muestra (los sólidos se asientan al final de la muestra).

#### **3.1.9.2. Alcalinidad**

El análisis de alcalinidad de las muestras fue realizado en duplicados durante la caracterización inicial, después del pre – acondicionamiento térmico, dos veces a la semana durante el proceso de digestión anaerobia (Ferrer et al., 2008 y Marañón et al., 2012) y en la caracterización final de las muestras. Se utilizó el método por titulación por cambio de color 2320 B. de APHA (2012, pp. 2-34 – 2-36) para lo cual se obtuvo el sobrenadante de las muestras (Ferrer et al., 2008, p. 188 y USEPA) obtenido por diluciones 1:10. Este criterio de dilución fue establecido ya que al utilizar indicadores de color se debe evitar la interferencia

en la titulación por color y turbiedad de muestras (APHA, 2012, p. 2-32) y con una dilución 1:10 es posible obtener un sobrenadante claro. El procedimiento correspondiente se detalla en el Anexo 1.2.

La alcalinidad (mg CaCO<sub>3</sub>/L) de las muestras fue obtenida en base a la siguiente ecuación y promediando los resultados obtenidos por cada duplicado.

$$\text{Alcalinidad, mg CaCO}_3/\text{L} = [A \times N \times 50\,000]/[\text{mL muestra}] \quad (\text{Ecuación 9})$$

Siendo “A” el volumen (mL) de ácido estándar utilizado (HCl) para el viraje del color y “N” la normalidad del ácido estándar (0.02N).

Para el cálculo de las relaciones de alcalinidad (hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos) se escogieron los valores mínimos de fenolftaleína (F) y alcalinidad total (T) obtenidos en las titulaciones y se realizaron los cálculos utilizando la Tabla 7.

Tabla 7.

*Relaciones de alcalinidad: hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos*

Resultado de la titulación	Alcalinidad por hidróxidos (CaCO <sub>3</sub> )	Alcalinidad por carbonatos (CaCO <sub>3</sub> )	Concentración de bicarbonatos (CaCO <sub>3</sub> )
$F = 0$	0	0	$T$
$F < \frac{1}{2} T$	0	$2F$	$T - 2F$
$F = \frac{1}{2} T$	0	$2F$	0
$F > \frac{1}{2} T$	$2F - T$	$2(T - F)$	0
$F = T$	$T$	0	0

Adaptado al español de Standard Methods (2012), p. 2 – 36.

a) F – alcalinidad por fenolftaleína; T – alcalinidad total.

### 3.1.9.3. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Fue utilizada como indicador del proceso de digestión anaerobia (Kim et al., 2003; Macias – Corral et al., 2008; Marañón et al., 2012; Song et al., 2004; Riau

et al., 2009 y Song et al., 2004) y analizada en la caracterización inicial, en la caracterización de las muestras después del pre – acondicionamiento térmico y en la caracterización final. El método utilizado fue 5220 C. Titulación por Flujo Cerrado (“Closed Reflux, Titrimetric Method”) con recipientes de digestión comerciales (solución comercial de Dicromato de Potasio  $K_2Cr_2O_7$ ) (APHA, 2012, p. 5 – 19) marca Lovibond de alta gama (0 – 15 000 mg/L). Se utilizaron 2 mL de muestra del sobrenadante a diluciones 1:50, los mismos que fueron sometidos a 148°C por 2 horas en un bloque digestor MACHEREY – NAGEL, se dejó enfriar el tubo para la respectiva medición del valor de DQO en un espectrofotómetro MACHEREY – NAGEL a 605 nm (test 0281 DQO 15 000) (Anexo 1.3.).

El cálculo del valor de la DQO se presenta en la siguiente ecuación 10.

$$DQO (g O_2/L) = (lectura a 605 nm/10) \times factor de dilución \quad (\text{Ecuación 10})$$

#### **3.1.9.4. Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)**

Fue determinada durante las caracterizaciones iniciales, de pre – acondicionamiento térmico y finales por medio de un dispositivo manométrico WTW Oxitop® en base al método estándar 5210 D. Método Respirométrico (Astals et al., 2013, APHA, 2012, pp. 5-13 – 5-16). Primeramente se realizó la medición de la DQO utilizando el sobrenadante de las muestras y en base a éste se seleccionó el volumen del sobrenadante de la muestra a ser introducido en el dispositivo manométrico y su respectivo factor DBO (Tabla 8).

Tabla 8.

*Selección del volumen y factor de la DBO en base a la DQO*

Volumen de la muestra (mL)	Rango de Medición de la DQO (mg/L)	Factor DBO
432	0 – 40	1
365	0 – 80	2
250	0 – 200	5
164	0 – 400	10
97	0 – 800	20
43.5	0 – 2000	50
22.7	0 – 4000	100

Adaptado de WTW, 2018.

El sobrenadante utilizado fue aquel mismo preparado para el cálculo de las muestras de la DQO. Los dispositivos manométricos contenían 1 agitador magnético, 5 gotas de inhibidor de nitrificación WTW NTH 600 y la aljaba de goma, la misma que contenía 2 tabletas de hidróxido de sodio (NaOH) WTW NHP 600. Se taparon los dispositivos con los cabezales previamente encerados y se los mantuvo en una plancha agitadora a 20°C por 5 días. Por último, al cabo de 5 días se tomó lectura de los valores registrados por el cabezal y se reportó la DBO del día 5 mediante la siguiente ecuación:

$$DBO_5 = DBO_5 (mg/L)_{Oxitop} \times factor\ DBO \times factor\ de\ dilución$$

(Ecuación 11)

### 3.1.9.5. Potencial de Hidrógeno (pH)

Fue empleado como indicador de la estabilidad del proceso de digestión (Bolzonella et al., 2012; Montañés et al., 2016; Riau et al., 2009; Song et al., 2004 y Zhang et al., 2014) y analizado durante la caracterización inicial, después del

pre – acondicionamiento térmico, dos veces a la semana durante el proceso de digestión anaerobia (Ferrer et al., 2008 y Marañón et al., 2012) y en la caracterización final de las muestras.

Se refirió al método 9045D de la USEPA, puesto que éste tiene aplicabilidad específica a la medición del pH de lodos (USEPA, 2004). Se utilizó 20 g de muestra agitados en 20 mL de agua destilada por un agitador magnético a 250 rpm por 5 minutos. Se dejó reposar por 15 minutos para permitir la sedimentación de los compuestos de la suspensión y obtención de un sobrenadante claro. Se utilizó un potenciómetro BIOECO BT – 675 con electrodo de vidrio previamente calibrado y la temperatura de sus soluciones buffer (pH 4, pH 7 y pH 10) previamente registradas (Anexo 1.4.).

#### **3.1.9.6. Sólidos Totales y Volátiles (ST y SV)**

Para evaluar el cumplimiento de la reducción del vector de atracción de lodos domésticos (USEPA, 1992) se analizó el contenido inicial de sólidos volátiles en las muestras, después del pre – acondicionamiento térmico y la reducción de los mismos a lo largo del experimento (Arnaiz et al., 2005; Bolzonella et al., 2012; Bougrier et al., 2006; Callaghan et al., 1999; Cavinato et al., 2013; De La Rubia et al., 2005; Ferrer et al., 2008; Gavala et al., 2003; Kim et al., 2003; Misi y Forster, 2001; Song et al., 2004 y Zhang et al., 2014). Durante el proceso de digestión anaerobia, los análisis de SV fueron realizados dos veces por semana (Ferrer et al., 2008; Marañón et al., 2012 y Song et al., 2004).

El método 1684 de la USEPA (2001) fue utilizado, debido a que éste es específico para el análisis de biosólidos y de lodos provenientes de los procesos de tratamiento de aguas residuales. En el caso de la caracterización inicial, las muestras fueron analizadas en triplicados y en el transcurso del proceso de digestión anaerobia se analizó el 10% de las muestras en duplicados. Los duplicados fueron escogidos al azar y se verificó que la diferencia de peso de muestras entre ellos sea menor al 10%.

**Sólidos totales.** Se utilizaron crisoles de 30 mL (“P<sub>plato</sub>”) con 25 g de muestras previamente homogeneizadas (“P<sub>muestra</sub>”). Se secaron las muestras en una estufa WiseVen a 105°C por un mínimo de 12 horas, las cuales fueron posteriormente enfriadas en un desecador y pesadas. Se repitió el proceso de calentar a 105°C (por 30 minutos), enfriar y pesar hasta que la diferencia de peso entre mediciones sea menos de 4% o 50 mg (el que sea menor). El peso final fue registrado como “P<sub>total</sub>”.

El cálculo de % de ST fue realizado mediante la siguiente ecuación:

$$\% ST = [(P_{total} - P_{plato}) / (P_{muestra} - P_{plato})] \times 100\% \quad (\text{Ecuación 8})$$

Siendo “P<sub>plato</sub>” el peso del crisol, “P<sub>muestra</sub>” el peso del crisol y la muestra húmeda y “P<sub>total</sub>” el peso del residuo seco y crisol.

**Sólidos Volátiles.** Una vez obtenido un peso estable después del secado de la muestra a 105°C, se transfirió el crisol a una mufla (a temperatura ambiente). Se calentó la muestra por 2 horas a 550°C. Al cabo de las 2 horas se transfirieron los crisoles a un desecador para su enfriamiento y posterior pesaje. De igual manera, se repitió el proceso de ignición a 550°C (por 30 minutos), enfriado y pesado hasta que la diferencia de peso entre mediciones sea menos de 4% o 50 mg (el que sea menor). El peso final de este proceso fue registrado como “P<sub>volátil</sub>”.

Los valores de sólidos volátiles a través de la siguiente ecuación:

$$\% SV = [(P_{total} - P_{volátil}) / (P_{total} - P_{plato})] \times 100\% \quad (\text{Ecuación 12})$$

Siendo “P<sub>plato</sub>” el peso del crisol, “P<sub>total</sub>” el peso del residuo seco y crisol y “P<sub>volátil</sub>” el peso del crisol y residuo después de la ignición a 550°C.

### 3.1.9.7. Análisis microbiológicos

Se analizó la densidad inicial y final de coliformes fecales de las muestras para la verificación de la obtención de un biosólido clase “A” del proceso de co – digestión anaerobia. Para esto, se tomó en cuenta lo establecido por la USEPA para la preparación de muestras para análisis de coliformes fecales y *Salmonella* sp. (2003). Se descarta la utilización del método por filtro de membrana para la

alternativa de biosólidos clase “A”, debido a la alta concentración de sólidos de los lodos que puede tapar o perjudicar la integridad del filtro utilizado y la USEPA establece que el análisis de coliformes fecales debe llevarse a cabo según el método 9221 E “Fecal Coliform Procedure” (2003) dispuesto en el Standard Methods utilizando diluciones en serie de 10.

El método 9221 E. con medio EC no permite el aislamiento directo de coliformes fecales, por lo que se establece la necesidad de transferencia del contenido de tubos positivos de la fase presuntiva (o confirmativa) de la metodología 9221 B. Técnica de Fermentación Estándar de Coliformes Totales (APHA, 2012, pp. 9-66 – 9-67). Para el método 9221B. se utilizó 5 tubos de ensayo de 15 mL con 10 mL de caldo Lauryl Tryptosa, un vial invertido y 1 mL de muestra por cada dilución (en total 3 diluciones por muestra). Se incubó los tubos de ensayo a 35°C por 24 horas, y al cabo del periodo de incubación se los examinó por presencia de crecimiento, gas en los viales invertidos y/o tonos de color amarillos (reacción ácida). En caso de no observarse presencia de gas o reacción ácida evidente los tubos fueron reincubados por un periodo adicional de 24 horas y al cabo de las mismas examinados nuevamente por reacción ácida y/o gas. Los tubos que mostraron reacción positiva fueron sometidos al método 9221 E. (APHA, 2012, p. 9-74).

Cada uno de los tubos de ensayo positivos de la fase presuntiva del método 9221 B. fueron suavemente agitados y con un aza debidamente esterilizada de 3 mm se transfirió el contenido del tubo positivo caldo Lauryl Triptosa al tubo con medio EC (20 mL de caldo, con un vial invertido). Finalmente se incubó a los tubos EC en un Baño María MEMMERT a 44.5°C por 24 horas. El nivel del agua cubría el nivel superior del medio de los tubos de ensayo. Al cabo de las 24 horas se examinaron los tubos por reacción positiva para coliformes fecales (gas en el vial invertido y crecimiento en el tubo de ensayo).

Para la preparación de las diluciones de las muestras sólidas se tomó en cuenta lo establecido en la metodología 9221 A. 3. del Standard Methods (APHA, 2012, p. 9-66). Se crearon diluciones  $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$  y  $10^{-3}$  (Anexo 1.5).

**APHA 9221 C. Estimación de la Densidad Bacteriana.** Debido a que la metodología menciona que para el análisis de muestras sólidas o semisólidas se debe iniciar con una dilución de  $10^{-1}$ , no es posible utilizar la misma serie de diluciones decimales establecida en la tabla 9221:IV; diluciones 10 mL, 1 mL, 0.1 mL (APHA, p. 9 – 71). En estos casos la metodología menciona que se obtiene el índice NMP/100 mL en la tabla 9221:IV para el número de combinaciones positivas y negativas obtenidas (en este caso en cada uno de los 5 tubos de ensayo de 20 mL de medio EC) y para la obtención del NMP se lo somete a una corrección:

$$NMP/100 \text{ mL} = (NMP \text{ Tabla}/100 \text{ mL}) \times 10/V \quad (\text{Ecuación 13})$$

Siendo V el volumen de la porción de la muestra a la dilución más baja ( $10^{-1}$ ).

#### 4. CAPÍTULO IV. Resultados

##### 4.1. Proporción de dilución de los estiércoles con los lodos

El contenido inicial de sólidos totales en los lodos fue de  $1.867 \pm 0.231\%$  y de los estiércoles de cerdo y vaca (sin previa dilución con los lodos secundarios) fue de  $32.667 \pm 0.462$  y  $13.333 \pm 0.231$  respectivamente. Del desarrollo del balance general (Ecuación 7) y del balance por componentes (Ecuaciones 5 y 6) se obtuvo que para llegar a un contenido de sólidos totales del 6% en las diluciones con los estiércoles empleados se debía utilizar una proporción de contenido de estiércol de cerdo del 11.968% y de estiércol de vaca de 27.19%. Por triplicado, se analizó el contenido de sólidos totales de diluciones de los estiércoles en los lodos secundarios con números mayores y menores a los obtenidos en los balances empleados. Los resultados obtenidos para las mezclas con estiércoles se muestran en las Tablas 9 y 10.

Tabla 9

*Contenido de ST de las diluciones del lodo secundario de PTAR con estiércol de cerdo*

Proporción empleada (% en peso seco)	ST (%) de la mezcla
11.5 CE: 88.5 LO	$5.777 \pm 0.24$
11.9 CE: 88.1 LO	$8.367 \pm 0.166$
12 CE: 88 LO	$6.01 \pm 0.14$
12.7 CE:87.3 LO	$6.167 \pm 0.208$
13 CE:87 LO	$6.333 \pm 0.277$
13.6 CE:86.4 LO	$6.567 \pm 0.33$
14 CE: 86 LO	$8 \pm 0.000$

*Nota.* a) LO representa a los lodos secundarios de la PTAR Udlapark. b) CE representa al estiércol de cerdo.

La dilución con 12% de estiércol de cerdo y 88% de lodo secundario (porcentaje en contenido de peso seco) cumplió con los requerimientos de una dilución con contenido de ST del 6%, por lo que se estableció esta proporción para la co – digestión con estiércol de cerdo.

Tabla 10

*Contenido de ST de las diluciones del lodo secundario de PTAR con estiércol de vaca*

Proporción empleada (% en peso seco)	ST (%) de la mezcla
26.6 VA: 73.4 LO	5.567 ± 0.058
27 VA: 73 LO	5.193 ± 0.077
27.2 VA: 72.8 LO	6.05 ± 0.25
28 VA: 72 LO	5.933 ± 0.379
36 VA: 64 LO	8 ± 0.000
36.4 VA: 63.6 LO	7.705 ± 0.524
37 VA: 63 LO	8 ± 0.000

*Nota.* a) LO representa a los lodos secundarios de la PTAR Udlapark. b) VA representa al estiércol de vaca.

La dilución con 27.2% de estiércol de vaca y 72.8% de lodo secundario (porcentaje en contenido de peso seco) cumplió con los requerimientos de una dilución con contenido de ST del 6%, por lo que se estableció esta proporción para la co – digestión con estiércol de vaca.

#### 4.2. Caracterización inicial de las mezclas

Como se observa en la Tabla 11, los estiércoles de cerdo y vaca, al ser utilizados como co – sustratos, modifican las características físico – químicas del lodo.

Tabla 11

*Resultados de la caracterización inicial de los parámetros físico - químicos y microbiológicos de los lodos secundarios y su mezcla con estiércoles de cerdo y vaca*

	Lodo		Cerdo		Vaca	
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1104	± 135.765	1872	± 68	2202	± 280.01
Carbonatos CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0	± 0	0	± 0	0	± 0
Hidróxidos OH <sup>-</sup>	0	± 0	0	± 0	0	± 0
Bicarbonatos HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1104	± 135.765	1872	± 68	2202	± 280.01
DBO <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> /L)	5		5		10	
DQO (g O <sub>2</sub> /L)	10	± 0.000	16.5	± 0.000	21.5	± 0.76
pH	7.173	± 0	7.803	± 0	7.123	± 0
Temperatura* (°C)	19.233	± 0	19.3	± 0	19.133	± 0
Sólidos Volátiles (%)	84.615	± 3.813	66.660	± 0.661	83.772	± 0.472
Coliformes Fecales (NMP/g ST)	> 1.6 × 10 <sup>5</sup>		> 1.6 × 10 <sup>5</sup>		> 1.6 × 10 <sup>5</sup>	

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004, p. 3).

En cuanto a la alcalinidad, en todos los sustratos la principal forma de alcalinidad presente fue por bicarbonatos y no se evidenció la presencia de iones hidroxilos (OH<sup>-</sup>) ni de carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>). Sin embargo, las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca presentaron mayor alcalinidad en contraste con el sustrato compuesto únicamente por lodo secundario (768 y 1098 mg CaCO<sub>3</sub>/L más que el del lodo, respectivamente). Así mismo, los valores de la DQO también aumentaron; 6.5 g O<sub>2</sub>/L para el caso del estiércol de cerdo y 11.5 g O<sub>2</sub>/L para el

estiércol de vaca. Con respecto a la  $DBO_5$ , no se registró variación entre los valores obtenidos del lodo secundario y la mezcla con estiércol de cerdo, pero para el caso del estiércol de vaca el valor se duplicó (de 5 a 10 g  $O_2/L$ ). En todos los parámetros previamente mencionados, fue el estiércol de vaca el que presentó mayor diferencia en contraste a los demás sustratos.

Por otro lado, el estiércol de cerdo difirió notoriamente en los parámetros de pH y sólidos volátiles, en referencia a aquellos relacionados con los lodos secundarios y la mezcla de lodo con estiércol de vaca. Se evidenció un aumento de 0.63 puntos para el caso del pH y una disminución de 17.955% del contenido de sólidos volátiles. En contraste, la modificación del pH por estiércol de vaca fue únicamente de 0.05 y 0.843% en el caso de sólidos volátiles.

Finalmente, todos los sustratos presentan una densidad de coliformes fecales mayor a  $1.6 \times 10^5$  NMP/100 mL. No fue posible la cuantificación exacta del contenido inicial de coliformes fecales de los sustratos, puesto que el índice NMP del Standard Methods (1992, p. 9 – 71) no ofrece índices NMP/100 mL mayores a 1600 para tres diluciones.

### **4.3. Digestión Anaerobia de Sustratos Pretratados**

#### **4.3.1. Reevaluación de parámetros físico – químicos**

Se realizó la reevaluación del estado de los parámetros físico – químicos de los sustratos inmediatamente después del pre – tratamiento térmico. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 12 a continuación.

Tabla 12

*Resultados de los parámetros físico químicos de los lodos secundarios y su mezcla con estiércoles de cerdo y vaca después del pre - tratamiento térmico*

	Lodo	Cerdo	Vaca
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	3000 ± 169.706	2160 ± 139.411	1200 ± 50.456
Carbonatos CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0	0	0
Hidróxidos OH <sup>-</sup>	0	2160 ± 139.411	1200 ± 50.456
Bicarbonatos HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3000 ± 169.706	2160 ± 139.411	1200 ± 50.456
DBO <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> /L)	9	4.5	4.5
DQO (g O <sub>2</sub> /L)	21	13	13.7
pH	7.25	7.2	7.44
Temperatura* (°C)	17.7	17.5	17.5
Sólidos Volátiles (%)	78.67	73.3456	78.1979

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004, p. 3).

En cuanto a los lodos secundarios, después del pre – tratamiento se observó un incremento en las concentraciones de los distintos parámetros, a excepción del contenido de sólidos volátiles. En cuanto a la alcalinidad, ésta aumentó 1896 mg CaCO<sub>3</sub>/L, pero mantuvo su composición principal por iones de bicarbonatos. La DQO y la DBO<sub>5</sub> aumentaron 11 y 4 g O<sub>2</sub>/L respectivamente y el pH 0.077. Por otro lado, se observó una reducción en el contenido de sólidos volátiles del 5.945%.

El pre – tratamiento térmico elevó en 288 mg CaCO<sub>3</sub>/L la alcalinidad del sustrato con estiércol de cerdo, así también en 6.6856% al contenido de sólidos volátiles, en cambio, los demás parámetros se redujeron: la DBO<sub>5</sub> pasó de 5 a 4.5 g O<sub>2</sub>/L, la DQO de 16.5 a 4.5 g O<sub>2</sub>/L y el pH de 7.803 a 7.2.

En cuanto al sustrato con estiércol de vaca, fue éste el que más modificaciones en sus parámetros físicos – químicos presentó. A excepción del pH, que aumentó 0.317 puntos, todos los demás parámetros disminuyeron. Se eliminaron 1002 mg de CaCO<sub>3</sub> de alcalinidad, 7.8 g O<sub>2</sub>/L de DQO, 0.5 g O<sub>2</sub>/L y 5.5741% de sólidos volátiles.

Como podemos observar, el pre – tratamiento térmico aumentó la alcalinidad, la DBO y DQO del lodo secundario, pero redujo su contenido de sólidos volátiles. En el caso del estiércol con cerdo, el pre – tratamiento aumentó su alcalinidad y sólidos volátiles, pero redujo su pH, DQO y DBO<sub>5</sub>. Finalmente, la alcalinidad del estiércol de vaca se vio afectada por el tratamiento térmico, puesto que su reducción fue significativa, así mismo, se redujo su DQO, DBO<sub>5</sub> y contenido de sólidos volátiles. Únicamente se observó un aumento del pH del medio.

#### 4.3.2. Potencial de Hidrógeno (pH)

El progreso del pH de los diferentes sustratos con pre – tratamiento térmico a lo largo de la digestión anaerobia mesofílica y termofílica se presenta en las tablas 13 y 14 respectivamente.

Tabla 13

*pH de los lodos y mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica con pre - tratamiento térmico*

	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Lodos						
pH	7.245 ± 0.007	8.465 ± 0.134	8.51 ± 0.028	8.75 ± 0.099	8.675 ± 0.177	8.775 ± 0.191
T (°C)	16.65 ± 0.071	18.4 ± 0.424	19.5 ± 0.283	18.65 ± 0.071	19.65 ± 0.212	19 ± 0.141
Cerdo						
pH	7.255 ± 0.007	8.595 ± 0.035	8.18 ± 0.198	8.48 ± 0.170	8.345 ± 0.247	8.655 ± 0.092
T (°C)	16.55 ± 0.071	18.25 ± 0.071	19.40 ± 0.141	18.80 ± 0.283	19.40 ± 0.283	19.1 ± 0.141
Vaca						
pH	7.375 ± 0.064	8.77 ± 0.085	8.115 ± 0.021	8.465 ± 0.021	8.47 ± 0.028	8.47 ± 0.212
T (°C)	16.6 ± 0.000	17.7 ± 0.283	19.45 ± 0.071	18.8 ± 0.283	19.0 ± 0.000	18.3 ± 0.495

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004, p. 3).

Tabla 14

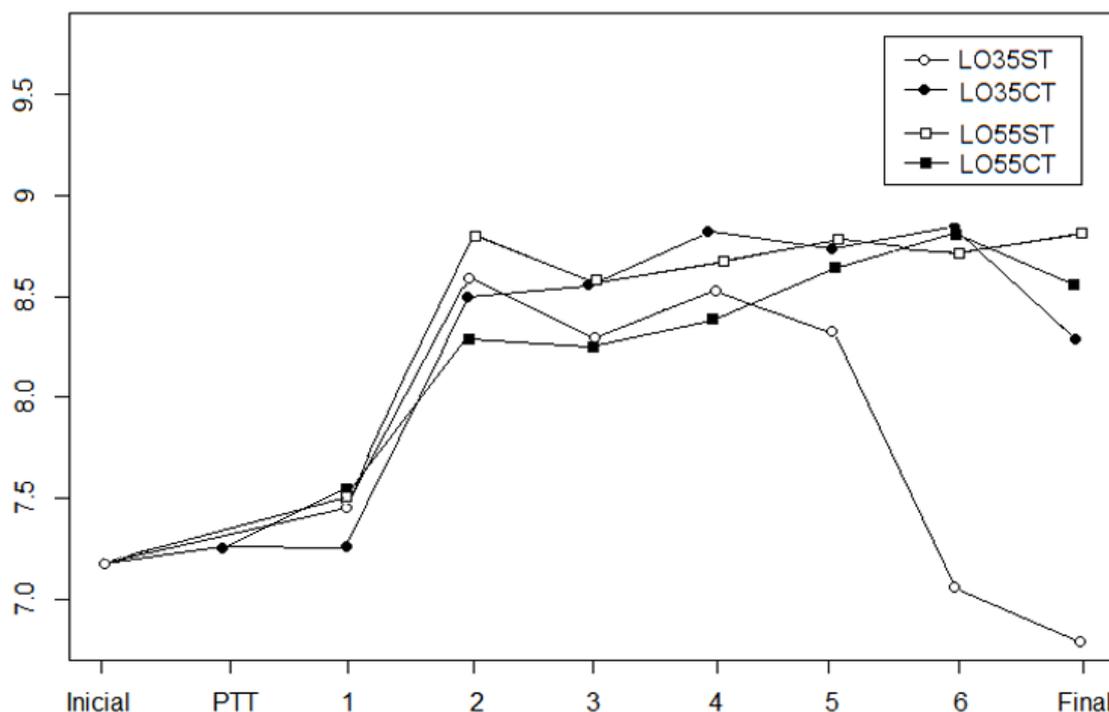
*pH de los lodos y mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia termofílica con pre - tratamiento térmico*

	Semana 1				Semana 2				Semana 3			
	#1		#2		#3		#4		#5		#6	
Lodos												
pH	7.275	± 0.021	8.605	± 0.106	8.66	± 0.127	8.66	± 0.127	8.835	± 0.148	8.845	± 0.049
T (°C)	16.8	± 0.141	17.85	± 0.212	19.15	± 0.212	18.65	± 0.071	19.25	± 0.212	19	± 0.000
Cerdo												
pH	7.75	± 0.198	8.67	± 0.099	8.575	± 0.064	8.735	± 0.064	8.965	± 0.035	8.97	± 0.085
T (°C)	16.75	± 0.212	18.40	± 0.000	19.00	± 0.141	18.85	± 0.212	19.40	± 0.000	19.5	± 0.071
Vaca												
pH	7.45	± 0.028	8.245	± 0.700	8.215	± 0.233	8.33	± 0.057	8.55	± 0.099	8.71	± 0.057
T (°C)	16.8	± 0.141	18.0	± 0.212	19.2	± 0.000	19.0	± 0.071	19.6	± 0.212	19.5	± 0.071

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004, p. 3).

En el caso de los lodos secundarios, el valor máximo de pH registrado se presentó en la digestión anaerobia termofílica, llegando a alcanzar un pH de 8.845 en la tercera semana de digestión. Así mismo, el valor mínimo obtenido corresponde a un pH de 7.245 al inicio de la digestión anaerobia mesofílica.

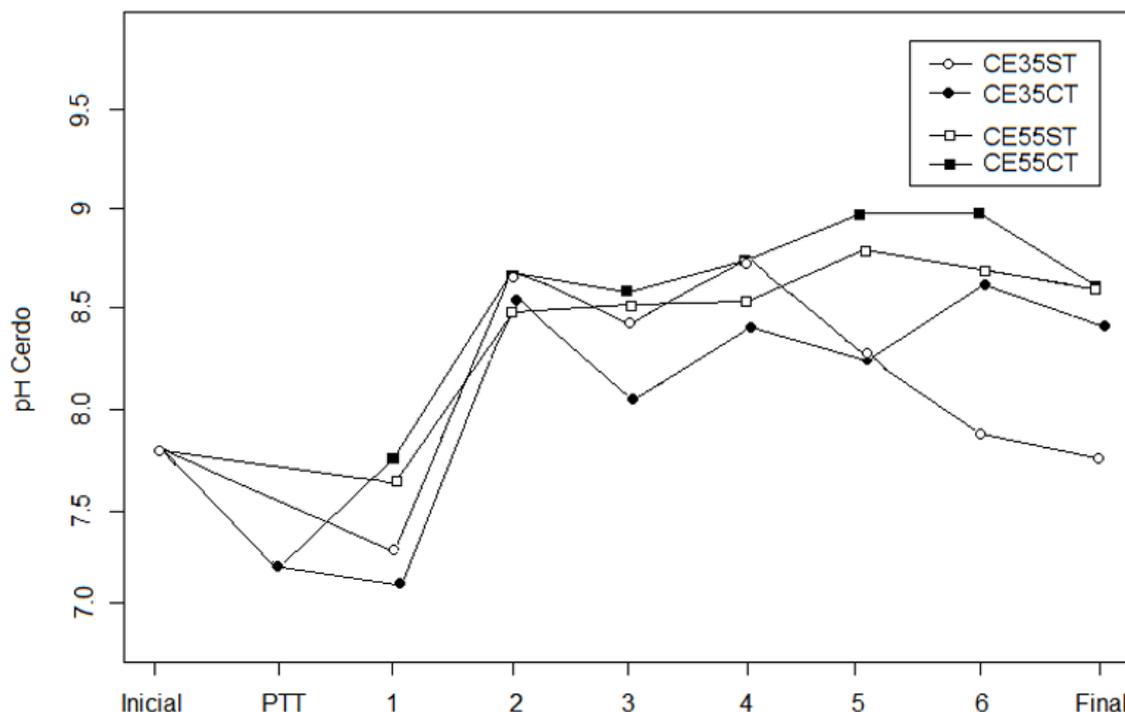
La siguiente figura (Figura 1) refleja el progreso del pH de los lodos secundarios (con y sin pre – tratamiento térmico) a lo largo de los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica. Se puede observar un aumento considerable del pH a partir de la primera medición (semana 1), siendo los lodos sin pre – tratamiento térmico quienes alcanzan mayores valores. A partir de este punto, el pH del medio en ambas digestiones no se mantiene constante (presenta altas y bajas). Sin embargo, el pH del de los lodos bajo régimen mesofílico presenta mayores variaciones en contraste con el régimen termofílico, éste último únicamente presenta un crecimiento paulatino y lineal del pH del sustrato (ver mediciones 3, 4 y 5 de la Fig. 1). Finalmente, se evidenció un decrecimiento del pH en el caso de los lodos mesofílicos sin tratamiento térmico (desde la 5ta medición) y de los lodos de ambos regímenes con tratamiento térmico (desde la 6ta medición). Únicamente se evidenció aumento del pH al final de la digestión anaerobia en el caso de los lodos termofílicos con tratamiento térmico.



*Figura 1.* Contraste del progreso del pH de los lodos con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) LO – Lodos secundarios
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

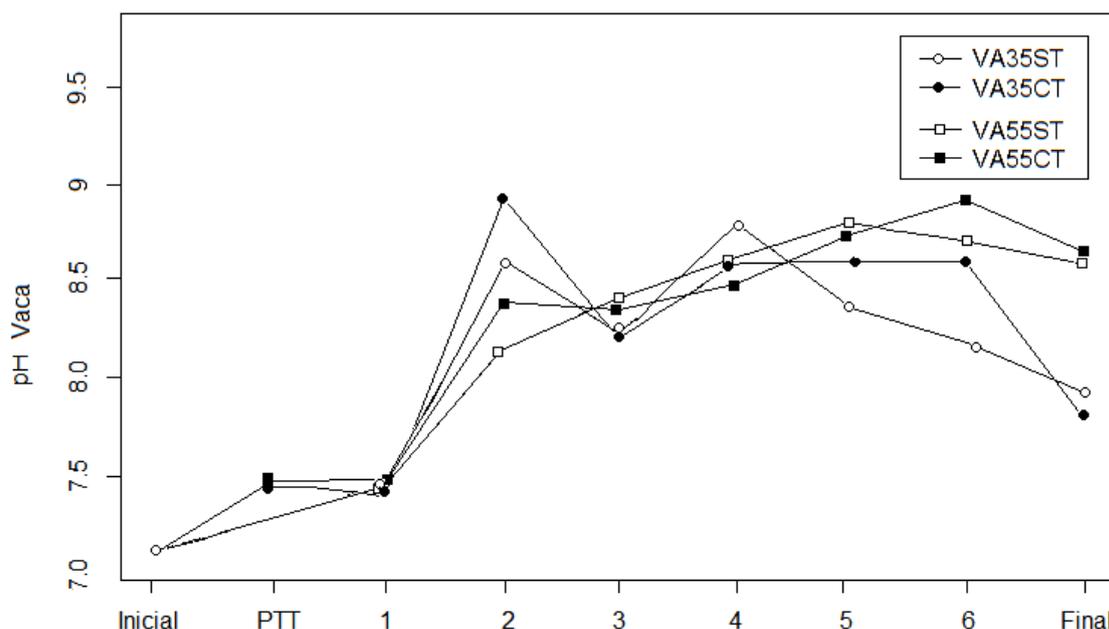
En cuanto a la mezcla de lodos con estiércol de cerdo, el valor de pH máximo registrado ocurrió para el caso del sustrato con tratamiento térmico bajo digestión anaerobia termofílica (CE55CT, Fig. 2). Al contrario, el valor mínimo obtenido corresponde al sustrato mesofílico sin tratamiento (CE35ST), lo cual se asemeja al caso del sustrato compuesto únicamente por lodos (Fig.1). El comportamiento del pH de la mezcla con estiércol de cerdo se asemeja a aquél obtenido en el caso de los lodos (Fig. 1), debido a que nuevamente se evidencia un crecimiento considerable del pH de los sustratos a partir de la primera medida, existieron mayores variaciones para los sustratos mesofílicos en comparación con los sustratos termofílicos y el pH empieza a decrecer al final de los procesos de digestión anaerobia.



*Figura 2.* Contraste del progreso del pH de la mezcla de lodos con estiércol de cerdo con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) CE – Mezcla de lodos secundarios y estiércol cerdo
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

Finalmente, el sustrato con estiércol de vaca presentó tanto el valor máximo (8.77) como el valor mínimo (8.115) de pH dentro de la digestión mesofílica. El comportamiento del pH se asimiló a aquellos obtenidos para los sustratos previamente mencionados (Fig.3). Así como se evidenció previamente, también ocurre un crecimiento drástico del pH en la primera semana de digestión (medición 1, Fig. 3). Se observa además que los sustratos mesofílicos presentan mayores variaciones de su pH, mientras que los sustratos termofílicos crecen constantemente y lentamente (mediciones 2 – 5). Cerca del final del proceso de digestión anaerobia el pH de los sustratos empieza a decrecer, y son los sustratos mesofílicos quienes alcanzan pH más bajos (al igual que con el estiércol de cerdo).



*Figura 3.* Contraste del progreso del pH de la mezcla de lodos con estiércol de vaca con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) VA – Mezcla de lodos secundarios y estiércol vaca
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

### 4.3.3. Alcalinidad

La alcalinidad de los lodos (sin estiércol) mejoró con la aplicación del pre – tratamiento térmico. Por lo general, los sustratos mesofílicos y termofílicos presentaron un aumento de su alcalinidad a lo largo de la digestión anaerobia y fue aquella del lodo mesofílico la que alcanzó mayor concentración (Tablas 15 y 16). El valor mínimo de alcalinidad entre sustratos de lodos pretratados (1620 mg CaCO<sub>3</sub>/L) se presenció en el sustrato termofílico al inicio de la digestión. La alcalinidad promedio del sustrato mesofílico pretratado fue de 3079.33 mg CaCO<sub>3</sub>/L, con presencia de carbonatos a partir de la segunda semana de digestión. Por otro lado, los sustratos termofílicos pre – tratados mostraron una media de 2741.67 mg CaCO<sub>3</sub>/L a lo largo del proceso de digestión, pero la presencia de carbonatos ocurrió al final de la primera semana de digestión.

Tabla 15

*Alcalinidad de los lodos durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica con pre - tratamiento térmico*

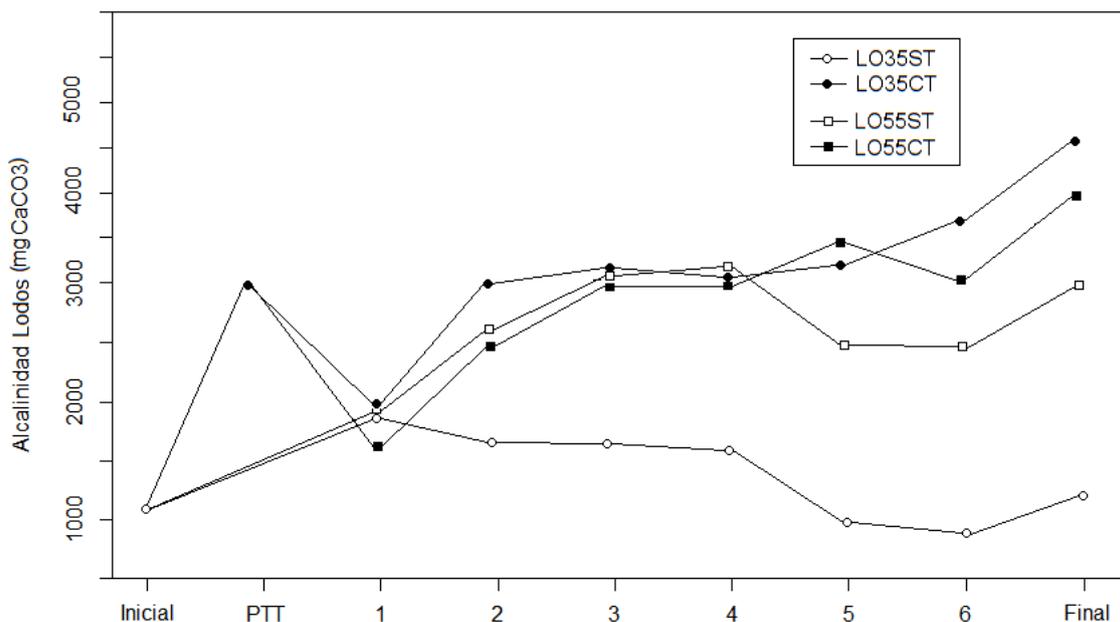
Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1914 ± 106.207	3084 ± 108.222	3228.0 ± 158.594	3090 ± 68.313	3450 ± 150.977	3710 ± 168.08
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	1752 ± 115.363	1282 ± 65.32	2160 ± 146.577	2040 ± 113.188
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	1914 ± 106.207	3084 ± 108.222	180 ± 9.439	1170 ± 38.297	860 ± 57.388	650 ± 35.097

Tabla 16

*Alcalinidad de los lodos durante el proceso de digestión anaerobia termofílica con pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1620 ± 100.32	2454 ± 157.256	2976 ± 159.199	2990 ± 136.137	3390 ± 68.313	3020 ± 191.833
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	1212 ± 82.182	1632 ± 105.151	1360 ± 63.137	1240 ± 73.28	1700 ± 94.845
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	1620 ± 100.32	768 ± 45.814	528 ± 31.076	950 ± 55.831	1530 ± 95.198	270 ± 14.094

De acuerdo a la Figura 4, los sustratos con lodos al principio del proceso de digestión anaerobia (mesofílica y termofílica) no mostraron diferencia muy amplia en su alcalinidad. Al final de la primera semana de digestión se observó una clara diferencia entre la alcalinidad mesofílica sin pre – tratamiento térmico (LO35ST) con aquellas alcalinidades de los medios que habían sido sometidas a mayores temperaturas (tratamiento térmico y digestión termofílica). Estos medios continuaron su crecimiento rápidamente, mientras que LO35ST mostró un decrecimiento lento. Al final de la segunda semana de digestión, las alcalinidades de los medios sin pre – tratamiento térmico disminuyeron, mientras que aquellas de los sustratos con pre – tratamiento térmico aumentaron, presentando diferencia significativa entre sustratos. Al final del proceso de digestión anaerobia las alcalinidades de todos los lodos aumentaron, siendo aquellas de sustratos pretratados quienes presentaron mayor concentración de alcalinidad.



**Figura 4.** Contraste del progreso de alcalinidad de los lodos con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) LO – Lodos secundarios
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

Con respecto a la alcalinidad de las mezclas pretratadas de lodos con estiércol de cerdo, los sustratos mesofílicos, con una media de 3670.667 mg CaCO<sub>3</sub>/L versus 3472 mg CaCO<sub>3</sub>/L, experimentaron mayores concentraciones a lo largo del proceso de digestión anaerobia. En ambos casos, la presencia de carbonatos se evidenció desde el inicio de la segunda semana de digestión.

**Tabla 17**

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol cerdo durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica con pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2610 ± 137.695	2808 ± 949.745	3996 ± 208.768	3220 ± 196.175	4450 ± 215.097	4940 ± 202.649
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	1176 ± 74.897	780 ± 51.993	520 ± 38.564	1660 ± 77.388
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2610 ± 137.695	2808 ± 949.745	1332 ± 87.393	2050 ± 122.687	3670 ± 213.602	2450 ± 122.939

Tabla 18

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol cerdo durante el proceso de digestión anaerobia termofílica con pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2184 ± 114.757	3444 ± 175.818	3624 ± 120.797	3770 ± 210.079	4680 ± 301.109	3130 ± 180
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	1296 ± 99.84	1480 ± 98.748	1540 ± 82.971	1900 ± 106.125
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2184 ± 114.757	3444 ± 175.818	1680 ± 101.038	1550 ± 75.923	2370 ± 117.28	280 ± 19.089

En base a la Figura 5 se puede observar diferencias entre alcalinidades de los sustratos con pre – tratamiento y sin pre – tratamiento. Por lo general, los sustratos pretratados mostraron mayor alcalinidad de aquellos no tratados. Es decir, la mezcla mesofílica pretratada presenta una alcalinidad mayor a la mezcla mesofílica sin previo pre – tratamiento térmico. Lo mismo ocurre en el caso de los sustratos termofílicos. Además, el pre-tratamiento térmico le entregó mayor estabilidad a la alcalinidad de los sustratos, puesto que mientras que éstos aumentaban paulatinamente, los sustratos no tratados mostraron crecidas y decrecidas (mediciones 2 – 5). Cerca del final del proceso de digestión anaerobia las alcalinidades de los sustratos, a excepción de aquella correspondiente a la digestión mesofílica con tratamiento térmico (CE35CT), decrecieron en su concentración. Finalmente, el proceso de digestión anaerobia acabó con un aumento de todas las alcalinidades de los sustratos con estiércol de cerdo, pero aquellos sustratos previamente sometidos a tratamiento térmico mostraron alcalinidades mayores.

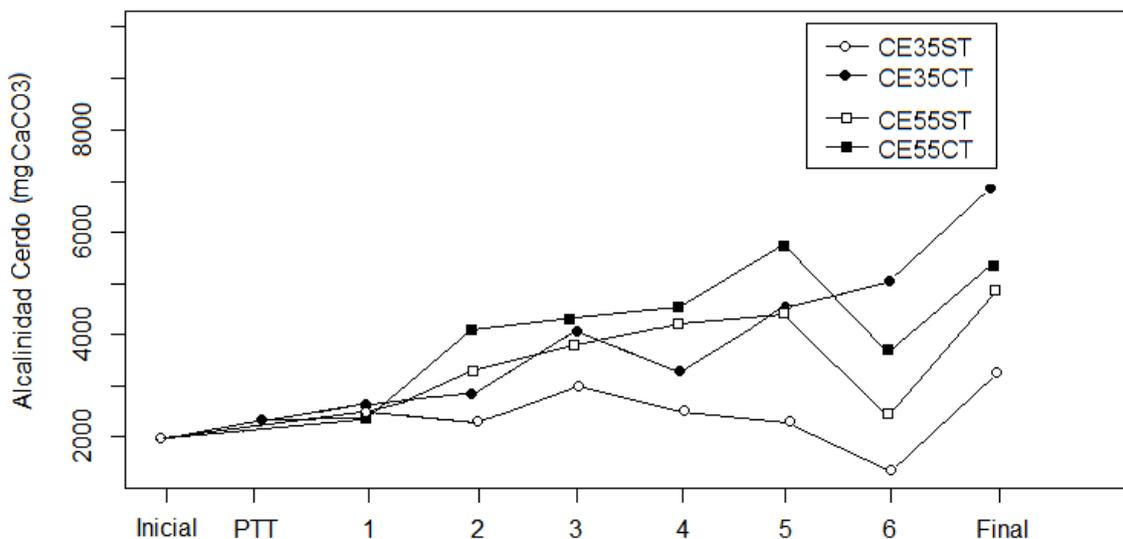


Figura 5. Contraste del progreso de alcalinidad de la mezcla lodos – estiércol cerdo con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) CE – Mezcla de lodos secundarios y estiércol cerdo
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

Casi hasta el final de la digestión, las alcalinidades de las mezclas de lodo con estiércol de vaca se mantuvieron con valores cercanos. La alcalinidad media de estos sustratos durante la digestión mesofílica y termofílica fue de 2781.533 y 3007 mg CaCO<sub>3</sub>/L respectivamente.

Tabla 19

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol vaca durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica con pre - tratamiento térmico*

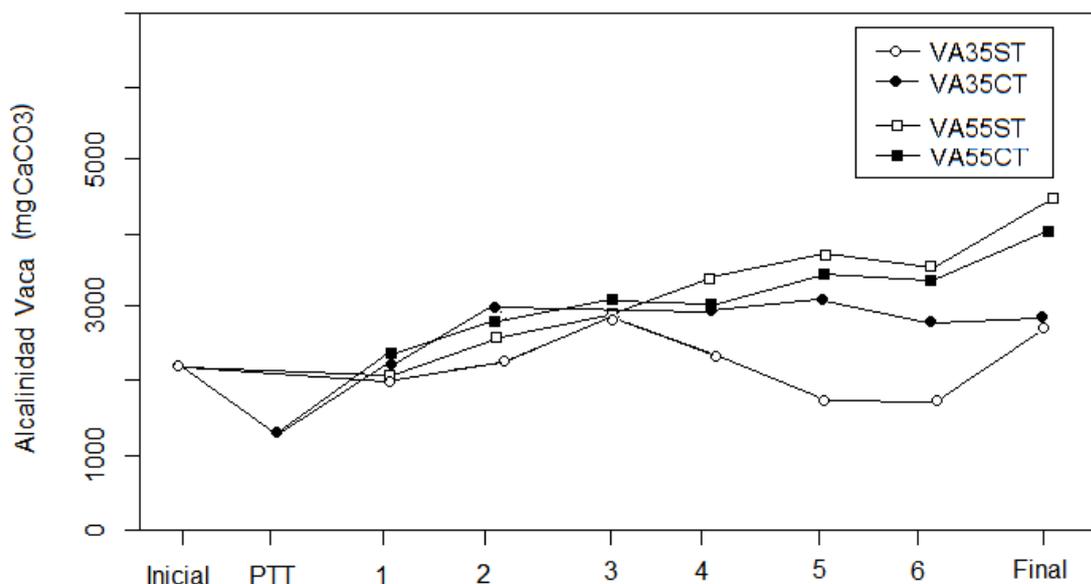
Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2322 ± 113.764	3091.2 ± 182.572	2616 ± 135.826	2840 ± 146.059	3170 ± 60	2650 ± 113.602
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	168 ± 6.839	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2322 ± 113.764	3091.2 ± 182.572	996 ± 37.588	2840 ± 146.059	3170 ± 60	2650 ± 113.602

Tabla 20

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol vaca durante el proceso de digestión anaerobia termofílica con pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1				Semana 2				Semana 3			
	#1		#2		#3		#4		#5		#6	
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2442 ±	116.372	2862 ±	177.456	3048 ±	137.301	2870 ±	153.9	3500 ±	120	3320 ±	170.38
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0	1580 ±	52
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0	0 ±	0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2442 ±	116.372	2862 ±	177.456	3048 ±	137.301	2870 ±	153.9	3500 ±	120	780 ±	46.412

Igual que con las alcalinidades de los sustratos compuestos únicamente de lodos, la alcalinidad de las mezclas con estiércol de vaca sometidas a mayores temperaturas (VA35CT, VA55ST y VA55CT) presentaron alcalinidades mayores a aquella mesofílica sin pre – tratamiento térmico (VA35ST, Fig. 6), principalmente durante la última semana del proceso de digestión anaerobia. Durante la primera semana de digestión, fueron los sustratos con pre – tratamiento térmico quienes alcanzaron mayores niveles de alcalinidad. Sin embargo, el proceso terminó con mayor alcalinidad en los sustratos termofílicos que en los mesofílicos. Por último, también se evidenció un crecimiento de los niveles de alcalinidad de todos los sustratos, tal cual como ocurrió con todas las mezclas con estiércol de cerdo y los sustratos compuestos únicamente por lodos.



*Figura 6.* Contraste del progreso de alcalinidad de la mezcla lodos - estiércol vaca con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) VA – Mezcla de lodos secundarios y estiércol vaca
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

#### 4.3.4. Sólidos Volátiles

El pre – tratamiento térmico contribuyó positivamente a la eliminación de sólidos volátiles de los sustratos de lodos y mezcla con estiércol de vaca (Figuras 7 y 9). En el caso de la mezcla con estiércol de cerdo, la remoción de sólidos volátiles de los sustratos pre – tratados fue menor a aquellos no tratados (Figura 8).

Las tablas a continuación, reflejan el comportamiento de reducción del contenido de sólidos volátiles de cada uno de los sustratos con pre – tratamiento térmico en digestión anaerobia mesofílica (Tabla 21) y termofílica (Tabla 22).

Tabla 21

*Sólidos volátiles de los lodos y las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica con pre - tratamiento térmico*

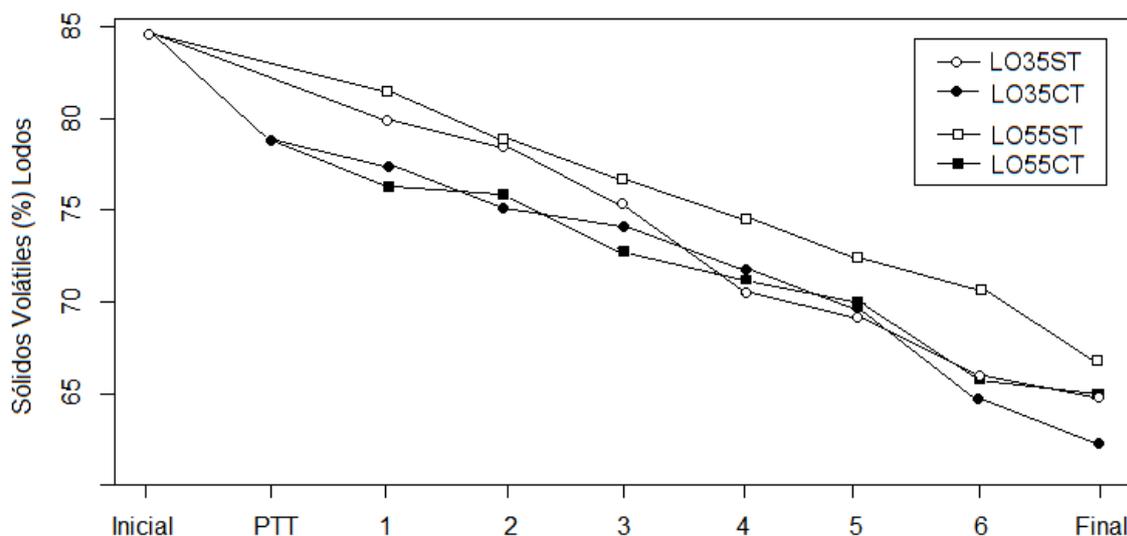
	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Lodos						
SV (%)	77.815 ± 0.396	75.261 ± 0.427	74.277 ± 1.799	72.878 ± 2.469	69.171 ± 2.499	64.822 ± 2.469
Cerdo						
SV (%)	73.036 ± 0.391	66.905 ± 3.940	65.486 ± 4.240	63.544 ± 5.929	57.328 ± 3.895	54.479 ± 1.520
Vaca						
SV (%)	78.207 ± 1.409	76.437 ± 0.2	75.845 ± 0.991	74.91 ± 0.084	69.623 ± 2.049	66.085 ± 0.287

Tabla 22

*Sólidos volátiles de los lodos y las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia termofílica con pre - tratamiento térmico*

	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Lodos						
SV (%)	76.947 ± 0.318	76.137 ± 0.992	72.627 ± 0.583	71.165 ± 0.231	69.925 ± 0.794	65.690 ± 3.525
Cerdo						
SV (%)	71.967 ± 1.791	69.346 ± 0.168	69.143 ± 0.111	67.812 ± 0.166	60.350 ± 1.790	56.674 ± 1.119
Vaca						
SV (%)	77.132 ± 1.441	75.366 ± 0.360	74.808 ± 0.923	71.637 ± 0.211	68.380 ± 0.057	65.126 ± 0.163

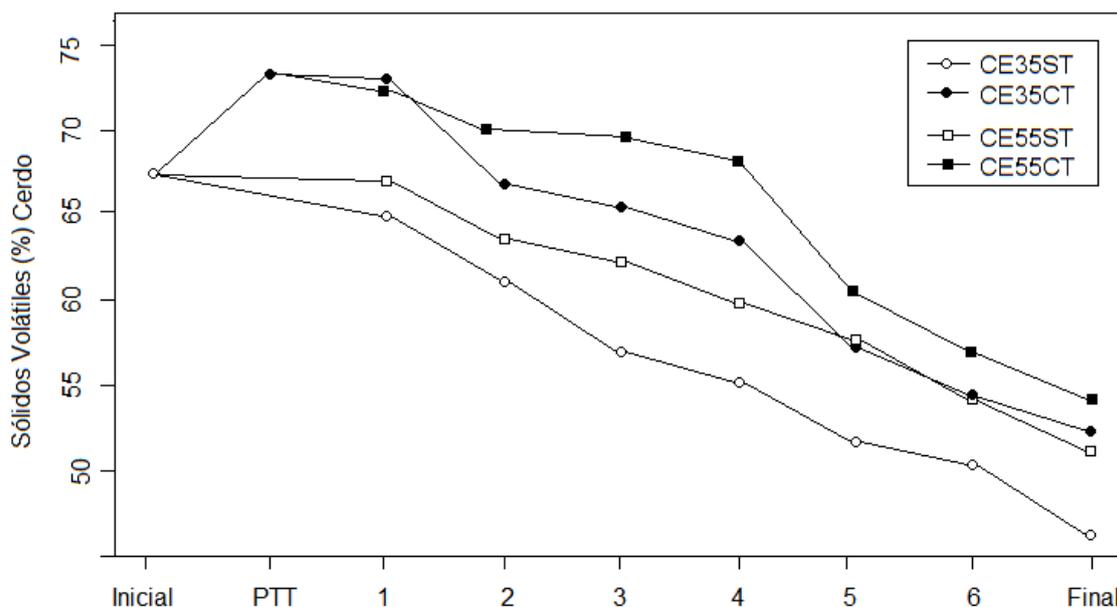
La siguiente figura (Figura 7) demuestra el progreso de reducción de sólidos volátiles del sustrato compuesto únicamente por lodos. En éste es posible observar, que los sustratos mesofílicos y termofílicos con pre – tratamiento térmico tuvieron inicialmente mayor eliminación de sólidos volátiles que aquellos no pretratados. A partir de la tercera semana de digestión (desde medición 4), la diferencia entre el sustrato mesofílico no pretratado con el sustrato termofílico tratado no mostró diferencias significativas. También se observó, que el contenido final de sólidos volátiles del régimen mesofílico fue menor, tanto para el sustrato pretratado que para aquél no pretratado. Por último, se registró menor remoción de sólidos volátiles en el sustrato termofílico no tratado durante todo el proceso de digestión.



*Figura 7.* Contraste del progreso de eliminación de sólidos volátiles en los lodos con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) LO – Lodos secundarios
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

Por otro lado, la eliminación de sólidos volátiles del sustrato con estiércol de cerdo fue mejor; a lo largo de todo el proceso de digestión anaerobia, para aquellos sustratos sin un tratamiento térmico previo (Figura 8). Después del proceso térmico se observó un aumento en el contenido de sólidos volátiles en los sustratos, mientras que en aquellos no tratados comenzaron a reducirse inmediatamente. A partir de la tercera semana de digestión (medición 5), los valores de contenido de sólidos volátiles de los sustratos sometidos a mayores temperaturas (régimen termofílico, pre – tratamiento térmico) comienzan a asemejarse, mientras que el sustrato no pretratado y a 35°C marca una clara diferencia en su contenido de sólidos volátiles, siendo éste el que presentó mejor eliminación de los mismos.

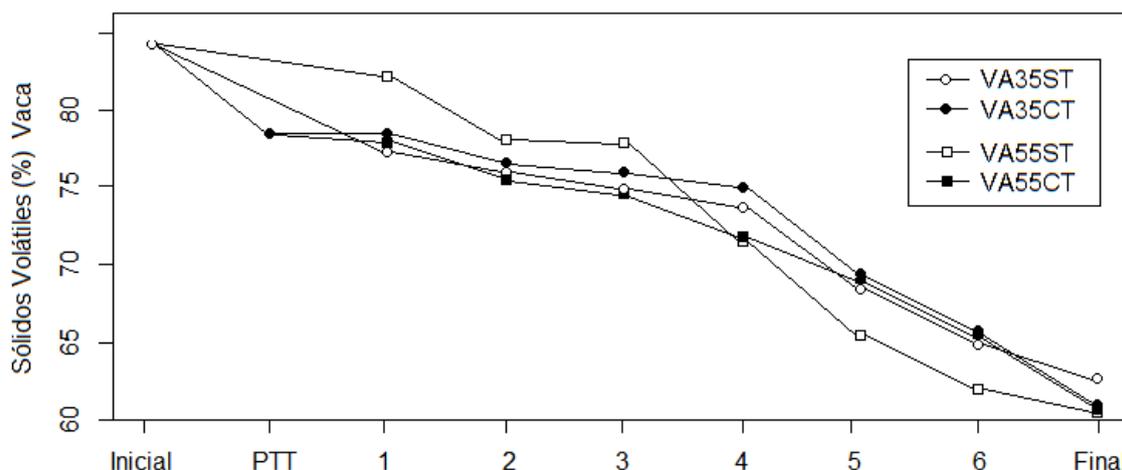


*Figura 8.* Contraste del progreso de eliminación de sólidos volátiles en la mezcla lodos y estiércol cerdo con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) CE – Mezcla de lodos secundarios y estiércol cerdo
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

Finalmente, se observó que las mezclas con estiércol de vaca sometidas a mayores temperaturas (pre – tratamiento térmico) se comportaron a similitud durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica (Figura 9).

A lo largo del proceso, la mezcla termofílica con pre – tratamiento térmico mostró mayor remoción de sólidos volátiles que la mezcla mesofílica pretratada. Sin embargo, para la última semana de digestión (desde medición 5), los valores del contenido de sólidos volátiles en estos sustratos eran muy similares. Por último, se registró que los sustratos sometidos a mayores temperaturas (régimen termofílico, pre – tratamiento térmico) removieron más eficientemente los sólidos volátiles que aquel sustrato bajo régimen de digestión a menor temperatura (35°C) y sin pre – tratamiento térmico.



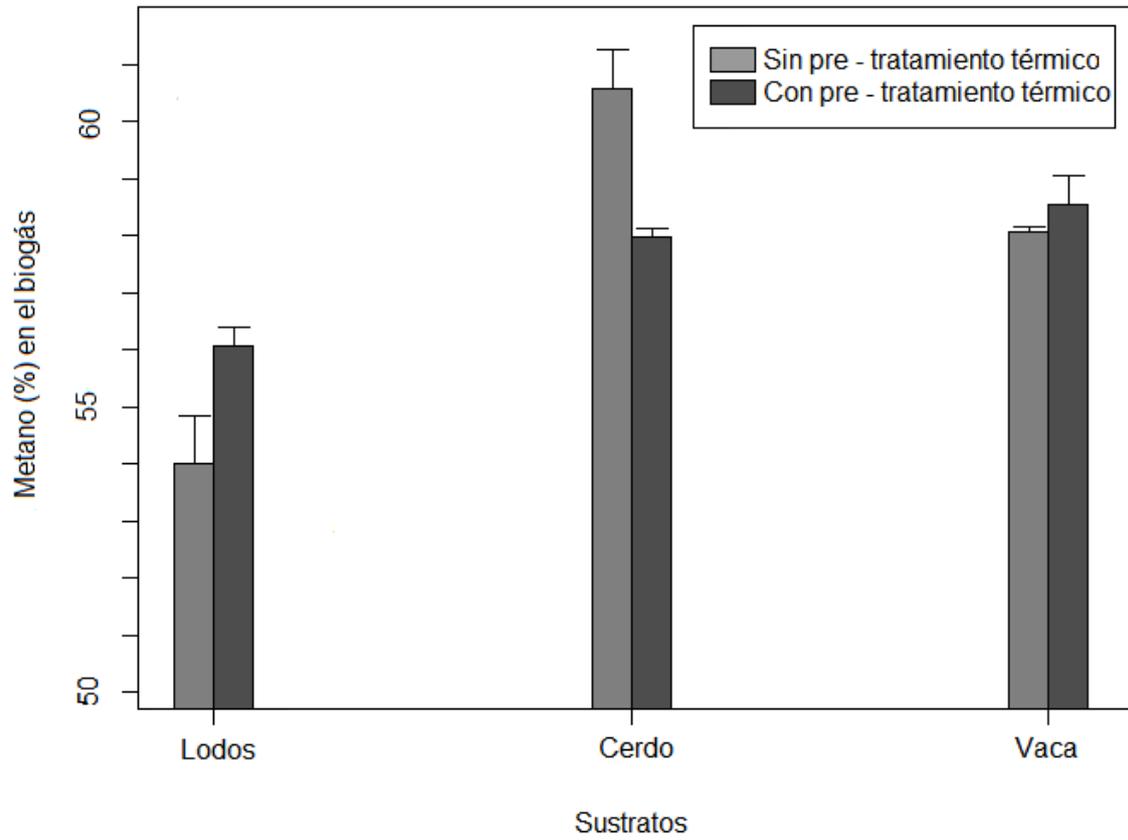
*Figura 9.* Contraste del progreso de eliminación de sólidos volátiles en la mezcla lodos y estiércol vaca con y sin pre - tratamiento térmico durante los procesos de digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

- a) VA – Mezcla de lodos secundarios y estiércol vaca
- b) 35 – temperatura de digestión mesofílica
- c) 55 – temperatura de digestión termofílica
- d) ST – Sin pre – tratamiento térmico
- e) CT – Con pre – tratamiento térmico.

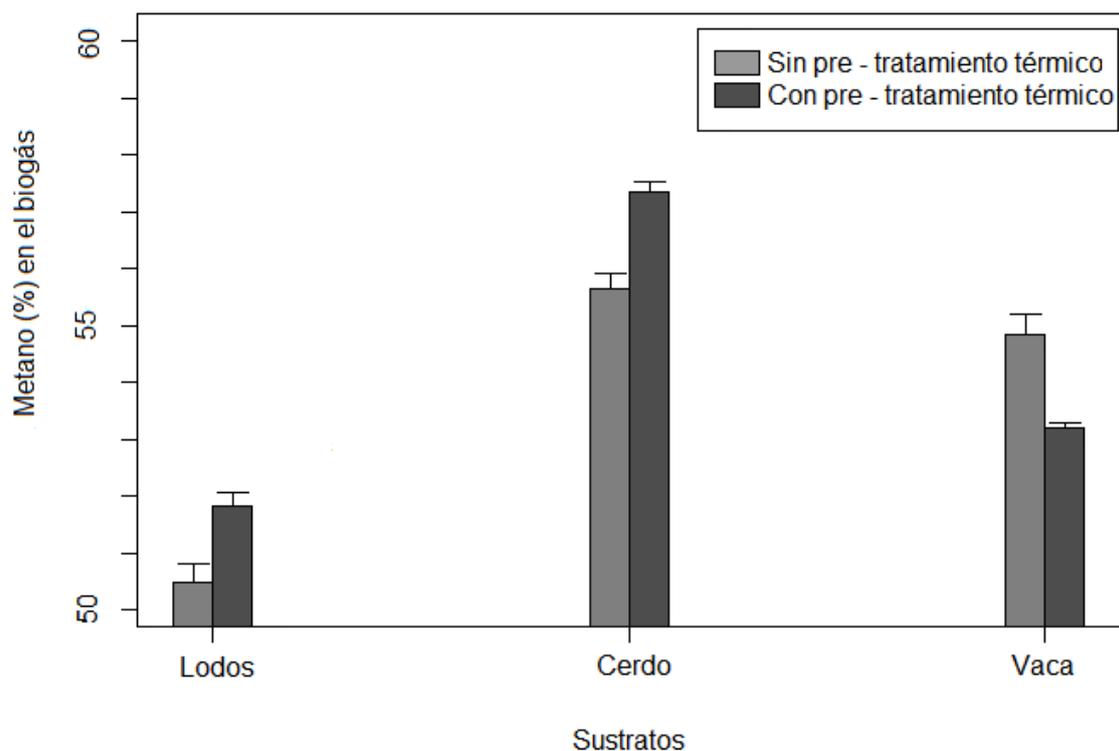
#### 4.3.5. Biogás generado

El pre – tratamiento térmico tuvo varios efectos sobre el contenido final de metano (y se asume la presencia de otros gases) del biogás generado por los diferentes sustratos estudiados. Es importante recalcar, que, si bien en algunos casos el contenido de metano del biogás aumentó, las diferencias con el contenido de metano en el biogás del respectivo sustrato no pretratado no fueron significativas.

Las siguientes figuras comparan el contenido final de metano de los diferentes sustratos mesofílicos (Figura 10) y termofílicos (Figura 11) con y sin pretratamiento térmico.



*Figura 10.* Contenido final de metano en el biogás de los diferentes sustratos con y sin pre - tratamiento térmico al final del proceso de digestión anaerobia mesofílica.



*Figura 11.* Contenido final de metano en el biogás de los diferentes sustratos con y sin pre - tratamiento térmico al final del proceso de digestión anaerobia termofílica.

Por ejemplo, para el sustrato compuesto únicamente por lodos secundarios, el pre – tratamiento térmico aumentó el contenido final de metano del biogás del sustrato mesofílico (Figura 10) y del termofílico (Figura 11) en un 2 y 1.2% respectivamente. Por otro lado, con las mezclas de estiércol de cerdo, el pre - tratamiento térmico únicamente incrementó el contenido de metano del biogás del sustrato termofílico (1.53%). Al contrario, bajo el régimen mesofílico el metano en el biogás del sustrato sin pre – tratamiento térmico fue 2.17% mayor. Por último, la mezcla con estiércol de vaca de la digestión anaerobia termofílica no respondió mejor al pre – tratamiento térmico, disminuyendo el contenido final de metano en su biogás en un 1.56%, al contrario, el metano del biogás del sustrato pretratado y no pretratado del régimen mesofílico únicamente difirió en un 0.5%.

#### 4.3.6. Digestiones anaerobias mesofílica y termofílica de los sustratos

Los resultados presentados previamente (4.3.) proyectan principalmente el efecto del pre – tratamiento térmico sobre los diferentes parámetros (pH, alcalinidad, sólidos volátiles y contenido final de metano en el biogás) de los distintos sustratos en ambos regímenes de temperatura de digestión. En contraposición, a continuación se presentan los resultados obtenidos con un enfoque principal en la diferencia entre ambos regímenes de temperatura de digestión (35°C y 55°C) entre los diferentes sustratos utilizados.

##### 4.3.6.1. Potencial de Hidrógeno

La Tabla 23 y la Tabla 24 presentan la evolución del pH de los diferentes sustratos bajo los regímenes mesofílicos y termofílicos respectivamente. En ambos casos, a partir de la primera semana de digestión anaerobia, el pH de los sustratos incrementó hasta alcanzar valores dentro de un rango de 8 – 9 y al final del proceso de digestión empezó a decrecer. Por último, el pH los sustratos termofílicos fue siempre mayor en comparación con el pH de los sustratos mesofílicos.

Tabla 23

*pH de los lodos y mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica sin pre - tratamiento térmico*

	Semana 1				Semana 2				Semana 3			
	#1		#2		#3		#4		#5		#6	
Lodos												
pH	7.46	± 0.226	8.665	± 0.007	8.335	± 0.007	8.585	± 0.007	8.365	± 0.290	7.035	± 0.120
T (°C)	16.35	± 0.071	18.9	± 0.707	19.5	± 0.141	18.75	± 0.354	19.8	± 0.424	19.4	± 0.141
Cerdo												
pH	7.315	± 0.049	8.695	± 0.035	8.42	± 0.028	8.75	± 0.028	8.27	± 0.311	7.88	± 0.057
T (°C)	16.30	± 0.000	18.45	± 0.071	19.35	± 0.354	18.85	± 0.071	19.20	± 0.141	18.95	± 0.212
Vaca												
pH	7.47	± 0.028	8.585	± 0.106	8.225	± 0.191	8.775	± 0.007	8.35	± 0.226	8.175	± 0.007
T (°C)	16.45	± 0.071	18.0	± 0.636	19.35	± 0.212	18.8	± 0.071	19.75	± 0.071	19.2	± 0.283

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004, p. 3).

Tabla 24

*pH de los lodos y mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia termofílica sin pre - tratamiento térmico*

	Semana 1				Semana 2				Semana 3			
	#1		#2		#3		#4		#5		#6	
Lodos												
pH	7.555	± 0.205	8.805	± 0.021	8.565	± 0.049	8.665	± 0.021	8.78	± 0.014	8.715	± 0.148
T (°C)	16.35	± 0.071	18.1	± 0.141	19.05	± 0.212	19.15	± 0.495	19.75	± 0.354	19.05	± 0.212
Cerdo												
pH	7.65	± 0.028	8.55	± 0.099	8.585	± 0.049	8.605	± 0.021	8.88	± 0.028	8.775	± 0.049
T (°C)	16.35	± 0.071	18.00	± 0.000	19.25	± 0.071	18.95	± 0.071	19.65	± 0.071	19.05	± 0.354
Vaca												
pH	7.445	± 0.064	8.145	± 0.078	8.405	± 0.064	8.61	± 0.057	8.8	± 0.057	8.705	± 0.007
T (°C)	16.5	± 0.071	18.1	± 0.283	19.2	± 0.283	18.8	± 0.283	19.7	± 0.000	19.4	± 0.000

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004).

En cuanto al sustrato compuesto únicamente por lodos secundarios, el proceso termofílico aumentó a mayor medida el pH del sustrato. La media del pH del proceso de digestión anaerobia mesofílico fue de 8.074 (Tabla 24), mientras que de la digestión anaerobia termofílica presentó una media aproximada de 8.514 (Tabla 25). Es importante recalcar que el pH de la digestión termofílica, a partir de la segunda medición y por el resto del proceso, sobrepasa un valor de 8.5 (considerado extremo óptimo para los organismos metanogénicos según Demirer y Chen, 2004). Al contrario, el pH de la digestión mesofílica se mantiene casi en su totalidad (a excepción de la segunda medición) dentro del rango óptimo para los metanogénicos.

Así mismo, el pH de la mezcla de lodos secundarios y estiércol de cerdo siguió el mismo patrón del pH del sustrato de lodos. El pH de los sustratos con estiércol de cerdo del proceso termofílico, con una media de 8.508, también fue mayor que el pH del proceso mesofílico (media de 8.222). De igual manera, el pH de los sustratos termofílicos sobrepasó un pH recomendado de 8.5 desde la primera semana de digestión anaerobia, mientras que los sustratos mesofílicos entraron dentro del rango de pH óptimo para la producción de metano a partir de la tercera semana de digestión.

Finalmente, la media del pH del proceso termofílico superó ligeramente la media mesofílica (8.263 vs. 8.352 respectivamente) y se mantiene por mayor tiempo fuera del rango de pH de 7.5 – 8.5.

#### 4.3.6.2. Alcalinidad de los lodos secundarios

De acuerdo a las Tablas 25 y 26, la alcalinidad de los lodos en la digestión anaerobia termofílica con una media del proceso de 2516.667 mg CaCO<sub>3</sub>/L, fue casi el doble que la alcalinidad de los lodos del proceso mesofílico (media de 1382.667 mg CaCO<sub>3</sub>/L). Además, la alcalinidad del proceso mesofílico fue disminuyendo constantemente con el transcurso del proceso (desde 1818 hasta 720 mg CaCO<sub>3</sub>/L), mientras que la alcalinidad del proceso termofílico incrementó con el tiempo hasta el final de la segunda semana de digestión (desde 1866 a 3060 mg CaCO<sub>3</sub>/L). Para la última semana de digestión la alcalinidad termofílica se redujo en 720 mg CaCO<sub>3</sub>/L y nuevamente se incrementó. Al final del proceso de digestión ambas alcalinidades mostraron un incremento.

Es importante destacar, que la formulación de carbonatos en la alcalinidad mesofílica fue (1) baja, puesto que máximo se alcanzaron 960 iones de carbonatos, y, (2) únicamente se presentó durante las mediciones 2 y 3 (Tabla 25). Al contrario, la presencia de carbonatos en la alcalinidad termofílica fue (1) alta, llegando a alcanzar hasta 1464 iones de carbonatos, y, (2) se la presencié ininterrumpidamente a partir de la primera semana de digestión (medición 2, Tabla 26).

Tabla 25

*Alcalinidad de los lodos durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica sin pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1818 ± 104.384	1656 ± 61.968	1632 ± 115.271	1580 ± 116.626	890 ± 50.997	720 ± 45.831
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	720 ± 66.277	960 ± 35.765	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	96 ± 7.576	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	1818 ± 104.384	516 ± 45.056	0 ± 0.000	1580 ± 116.626	890 ± 50.997	720 ± 45.831

Tabla 26

*Alcalinidad de los lodos durante el proceso de digestión anaerobia termofílica sin pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1866 ± 104.103	2586 ± 63.119	2868 ± 98.955	3060 ± 166.157	2380 ± 88.694	2340 ± 110.396
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	816 ± 35.426	1464 ± 77.909	760 ± 53.188	1000 ± 53.188	1000 ± 54.595
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	1866 ± 104.103	1362 ± 79.8	672 ± 53.647	1920 ± 116.277	1330 ± 82.939	240 ± 11.662

#### 4.3.6.3. Alcalinidad de la mezcla lodos – estiércol cerdo

En contraste con el promedio de la alcalinidad del sustrato único de lodos, la media de la alcalinidad de la mezcla con estiércol de cerdo fue mayor, tanto para el régimen mesofílico como termofílico. La alcalinidad media mesofílica del sustrato con estiércol de lodo fue de 2291.667 mg CaCO<sub>3</sub>/L, 909 mg CaCO<sub>3</sub>/L más que la alcalinidad media mesofílica del sustrato único de lodos. Así mismo, la alcalinidad media de la mezcla con estiércol de cerdo fue de 3349.667 mg CaCO<sub>3</sub>/L, 833 mg CaCO<sub>3</sub>/L mayor que el sustrato de lodos. De hecho, las alcalinidades registradas para los sustratos con estiércoles de cerdo fueron las mayores en comparación con los demás sustratos. Es importante mencionar, que, de las mezclas con estiércol de cerdo, la alcalinidad termofílica y la presencia de carbonatos en el mismo régimen fueron mayores en comparación con el régimen mesofílico. En ambos casos, los carbonatos fueron registrados a partir del final de la primera semana de digestión anaerobia y se mantuvieron presentes a lo largo de todo el proceso de digestión.

Tabla 27

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol cerdo durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica sin pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2454 ± 49.477	2238 ± 141.087	2988 ± 129.783	2470 ± 140	2270 ± 94.618	1330 ± 86.077
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	612 ± 33.42	1080 ± 82.866	720 ± 40.876	520 ± 31.66	0 ± 0
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2454 ± 49.477	1404 ± 73.291	1368 ± 96.639	1390 ± 98.687	1490 ± 104.056	1330 ± 86.077

Tabla 28

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol cerdo durante el proceso de digestión anaerobia termofílica sin pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2304 ± 112.57	3222 ± 63.119	3732 ± 222.998	4160 ± 32.66	4340 ± 120	2340 ± 110.396
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	804 ± 45.957	1344 ± 78.384	1220 ± 76.594	1300 ± 76.594	1000 ± 64.595
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2304 ± 112.57	2052 ± 45.957	1716 ± 101.276	2330 ± 132.162	2390 ± 128.062	240 ± 10.662

#### 4.3.6.4. Alcalinidad de la mezcla lodos – estiércol vaca

La alcalinidad media de la mezcla con estiércol de vaca durante la digestión anaerobia mesofílica fue de 2148 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Este valor es 143.667 mg CaCO<sub>3</sub>/L menor que la alcalinidad media obtenida por la mezcla con estiércol de cerdo y 765.333 mg CaCO<sub>3</sub>/L mayor que la alcalinidad media del sustrato compuesto únicamente por lodos. Por otro lado, la alcalinidad media de la mezcla con estiércol de vaca durante la digestión termofílica fue de 3009.333 mg CaCO<sub>3</sub>/L; 340.337 mg CaCO<sub>3</sub>/L menor que aquella registrada para la mezcla con estiércol de cerdo y 492.666 mg CaCO<sub>3</sub>/L mayor que aquella del sustrato del lodo.

Por lo general la alcalinidad del estiércol de vaca en régimen termofílico fue mayor a aquella del régimen mesofílico. Sin embargo, en la digestión mesofílica la alcalinidad presentó un decrecimiento a partir de la segunda semana de digestión (medición 4, Tabla 29) y la presencia de carbonatos se registró una única vez al inicio de la segunda semana de digestión anaerobia. Por otro lado, la alcalinidad del proceso termofílico creció constantemente durante el proceso y la presencia de carbonatos se registró ininterrumpidamente a partir de la segunda semana de digestión anaerobia (Tabla 30).

Tabla 29

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol vaca durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica sin pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2022 ± 103.218	2250 ± 120	2856 ± 177.449	2320 ± 108.321	1740 ± 117.946	1700 ± 70.308
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	1248 ± 87.384	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2022 ± 103.218	2250 ± 120	984 ± 53.983	2320 ± 108.321	1740 ± 117.946	1700 ± 70.308

Tabla 30

*Alcalinidad de la mezcla de lodos - estiércol vaca durante el proceso de digestión anaerobia termofílica sin pre - tratamiento térmico*

Alcalinidad	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2058 ± 134.176	2562 ± 172.375	2856 ± 171.428	3390 ± 222.411	3690 ± 200	3500 ± 162.298
Carbonatos (CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	600 ± 48	1100 ± 61.993	780 ± 36.626	1320 ± 1082.22
Hidróxidos (OH <sup>-</sup> )	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	2058 ± 134.176	2562 ± 172.375	1956 ± 100.461	1740 ± 99.333	2520 ± 123.033	850 ± 45.657

#### 4.3.6.5. Sólidos Volátiles

Durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica y termofílica, la utilización de los estiércoles de cerdo y vaca como co – sustratos mejoró notablemente la reducción del contenido de sólidos volátiles presentes en los lodos. De ambos co – sustratos, la mezcla con estiércol de cerdo alcanzó mayores tasas de remoción de sólidos volátiles que la mezcla con estiércol de vaca.

Tabla 31

*Sólidos volátiles de los lodos y las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia mesofílica sin pre - tratamiento térmico*

	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Lodos						
SV (%)	80.306 ± 4.527	78.605 ± 5.650	75.819 ± 1.852	70.77 ± 1.659	68.216 ± 3.994	65.924 ± 1.837
Cerdo						
SV (%)	64.745 ± 0.441	60.962 ± 1.900	56.441 ± 4.014	54.882 ± 3.368	51.645 ± 1.401	50.460 ± 0.111
Vaca						
SV (%)	77.03 ± 0.608	75.912 ± 76.096	74.876 ± 0.950	73.859 ± 0.034	68.149 ± 0.269	65.048 ± 0.249

Tabla 32

*Sólidos volátiles de los lodos y las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca durante el proceso de digestión anaerobia termofílica sin pre - tratamiento térmico*

	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	#1	#2	#3	#4	#5	#6
Lodos						
SV (%)	83.888 ± 0.183	78.661 ± 1.105	77.457 ± 1.114	75.450 ± 1.993	73.237 ± 0.295	70.905 ± 2.903
Cerdo						
SV (%)	66.329 ± 0.387	63.965 ± 0.036	62.980 ± 0.394	59.740 ± 0.832	56.566 ± 2.807	54.294 ± 2.109
Vaca						
SV (%)	82.114 ± 0.651	78.072 ± 1.346	77.874 ± 1.428	71.572 ± 3.008	65.570 ± 3.113	62.123 ± 0.047

En el caso del sustrato compuesto únicamente por lodos secundarios, la digestión anaerobia mesofílica demostró mayor reducción del contenido de sólidos volátiles que el proceso termofílico, sin embargo, la diferencia no fue muy significativa (1.291%). Lo mismo sucedió para el caso de la co – digestión con estiércol de cerdo, en donde la digestión mesofílica redujo 4.395% más el contenido de sólidos volátiles en contraste con la digestión termofílica. Al contrario, el proceso de co – digestión termofílico mostró mejores resultados en reducción de sólidos volátiles para el caso del estiércol de vaca (2.446% más). La Figura 12 demuestra el contenido inicial vs. el final de sólidos volátiles en los sustratos. Se observa que la enmienda con mejor eficiencia en la reducción fue la mezcla con estiércol de cerdo. Se observa también, que entre sustrato compuesto únicamente por lodos y la mezcla con estiércol de vaca no hay diferencia significativa.

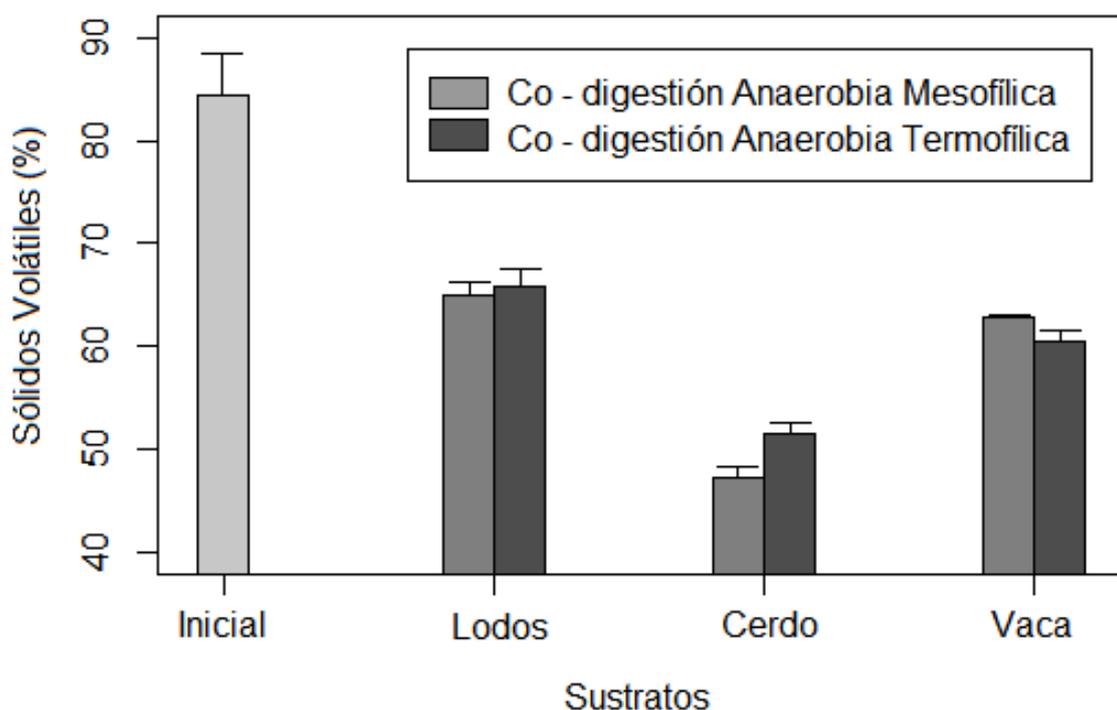


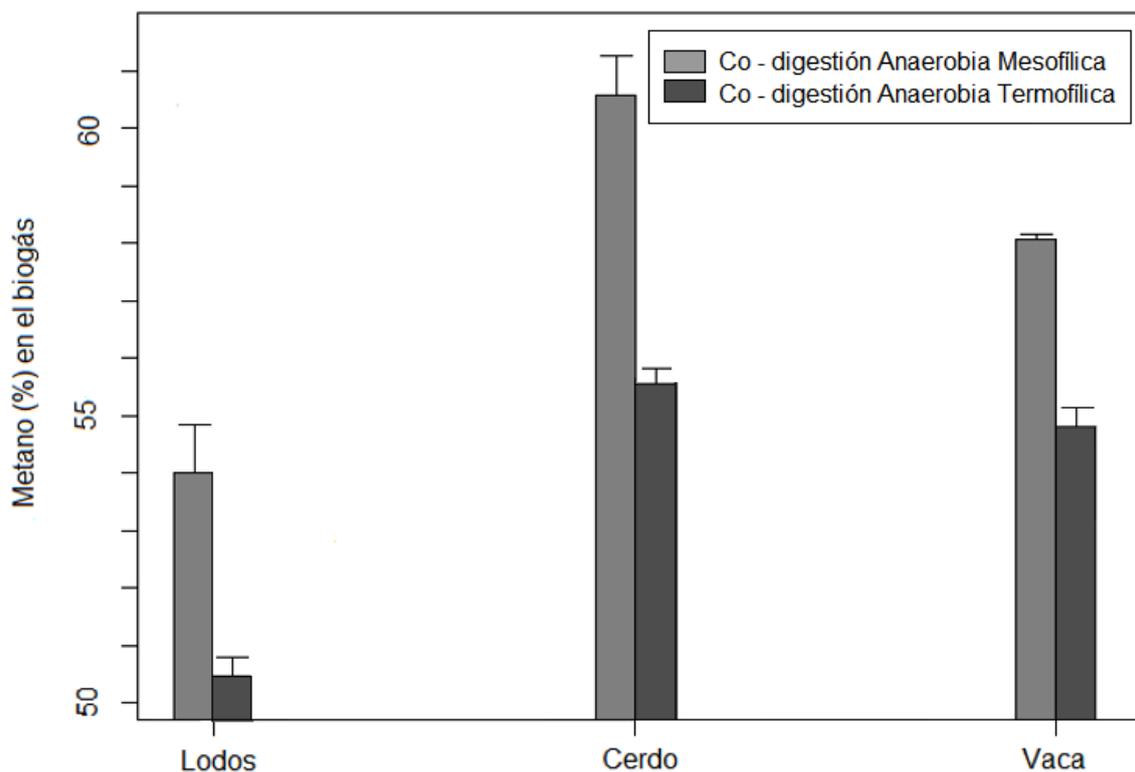
Figura 12. Contraste de la reducción del contenido final de sólidos volátiles en los diferentes sustratos por digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

#### 4.3.6.6. Biogás generado

En todos los sustratos, el mayor contenido de metano en el biogás se registró bajo la digestión anaerobia mesofílica. En el caso del sustrato compuesto únicamente por lodos secundarios, la diferencia del contenido del metano en el biogás entre digestiones anaerobias mesofílica y termofílica fue de 3.45%, para el caso de la mezcla con estiércol de cerdo de 4.85% y para la mezcla con estiércol de vaca de 3.16% (Figura 13).

Los co – sustratos mejoraron el contenido de metano del biogás. El estiércol de cerdo contuvo 6.5% y 5.09% más metano en su biogás que el sustrato sin estiércol en proceso mesofílico y termofílico respectivamente. De igual manera, el estiércol de vaca aumentó 4.03% y 4.29% el contenido de metano en el biogás en las digestiones mesofílicas y termofílicas en comparación con el sustrato sin estiércol.

Finalmente, es importante destacar que la mayor concentración de metano en el biogás (60.5%) se obtuvo por el estiércol de cerdo mesofílico, seguido de un 58.03% por estiércol de vaca mesofílico.



*Figura 13.* Contraste del contenido final de metano en el biogás de los diferentes sustratos por digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

#### 4.3.7. Caracterización final

La estabilización del lodo secundario de la PTAR de la Sede Udlapark de la UDLA se consiguió por medio de la co – digestión anaerobia mesofílica y termofílica con estiércol de cerdo y por medio de la aplicación de un pre – tratamiento térmico previo a la digestión anaerobia mesofílica.

En cuanto a la reducción del vector de atracción, la USEPA establece la necesidad de reducción del 38% del contenido de sólidos volátiles en caso de utilizarse un proceso de digestión anaerobia (USEPA, 1992.). Tomando en cuenta el contenido inicial de sólidos volátiles del lodo secundario (84.615%), el estiércol de cerdo fue el único co – sustrato que alcanzó a reducir el contenido de sólidos volátiles de los lodos por debajo del 52.4613% (reducción del 38%), a excepción de la digestión anaerobia termofílica con pre – tratamiento térmico, cuyo valor final referente a sólidos volátiles fue de 54.294%. El tiempo de digestión anaerobia requerida para el cumplimiento de estos parámetros fue de 24 días.

Estos sustratos también cumplen con los requisitos de reducción de organismos patógenos de los lodos por debajo de 1000 NMP/1 g ST y un PFRP llegando a cumplir con estándares para clasificarse como biosólidos clase “A”. El PFRP utilizado fue la pasterización, que a pesar de no requerirse un proceso de desinfección tan considerable, no se pudo utilizar los lineamientos de Tiempo – Temperatura (Tabla 1) debido a que el contenido final de sólidos totales fue mayor a 7% ( $8.6815 \pm 1.2509\%$  para CE35ST,  $10.7675 \pm 2.0722\%$  para CE35CT y  $7.2445 \pm 0.5226$  para CE55ST).

Las siguientes tablas reflejan los valores finales al cabo de 24 días de digestión para cada uno de los parámetros evaluados de la digestión anaerobia mesofílica y termofílica.

Tabla 33

*Caracterización final de los parámetros físico químicos y microbiológicos de los sustratos de la digestión anaerobia mesofílica*

	Lodo		Cerdo		Vaca	
	Sin tratamiento	Con tratamiento	Sin tratamiento	Con tratamiento	Sin tratamiento	Con tratamiento
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1200 ± 112.843	4600 ± 0.000	3200 ± 0.000	6750 ± 353.553	2700 ± 141.421	2800 ± 70.711
Carbonatos CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0 ± 0	4100 ± 141.421	0 ± 0	2100 ± 141.421	0 ± 0	0 ± 0
Hidróxidos OH <sup>-</sup>	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1200 ± 112.843	360 ± 28.284	3200 ± 0.000	4400 ± 141.421	2700 ± 141.421	2800 ± 70.711
DBO <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> /L)	2.1 ± 0.566	1.75 ± 0.354	3.350 ± 0.212	4.250 ± 1.061	3.250 ± 0.354	2.758 ± 2.758
DQO (g O <sub>2</sub> /L)	9.5* ± 0.707	14.5 ± 2.121	10* ± 1.414	16.5 ± 4.950	14.5 ± 2.121	11.5* ± 3.536
pH	6.76 ± 0.113	8.28 ± 0.071	7.765 ± 0.134	8.485 ± 0.078	7.925 ± 0.148	7.75 ± 0.106
Temperatura* (°C)	18 ± 0.000	18 ± 0.141	17.9 ± 0.141	17.9 ± 0.000	18.0 ± 0.000	18.1 ± 0.000
Sólidos Volátiles (%)	64.835 ± 1.022	62.451 ± 1.026	47.595 ± 1.092	52.357 ± 2.967	63.048 ± 0.067	61.549 ± 0.142
Coliformes Fecales (NMP/g ST)	< 1.8 × 10 <sup>2</sup>	2 × 10 <sup>2</sup>	7.8 × 10 <sup>2</sup>	< 1.8 × 10 <sup>2</sup>	3.7 × 10 <sup>2</sup>	4.5 × 10 <sup>2</sup>
CH <sub>4</sub> en el biogás (%)	54 ± 0.424	56.05 ± 0.212	60.5 ± 0.707	57.98 ± 0.177	58.03 ± 0.106	58.53 ± 0.672
CO <sub>2</sub> en el biogás (%)	46 ± 0.212	43.95 ± 0.106	39.5 ± 0.354	42.02 ± 0.088	41.97 ± 0.053	41.475 ± 0.336

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004).

b) Dentro del parámetro de la DQO, los valores marcados (\*) requirieron una dilución menor.

Tabla 34

*Caracterización final de los parámetros físico químicos y microbiológicos de los sustratos de la digestión anaerobia termofílica*

	Lodo		Cerdo		Vaca	
	Sin tratamiento	Con tratamiento	Sin tratamiento	Con tratamiento	Sin tratamiento	Con tratamiento
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	2950 ± 70.711	3750 ± 212.132	4700 ± 141.421	4400 ± 141.210	4350 ± 70.711	4150 ± 187.324
Carbonatos CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	1000 ± 0.000	1300 ± 41.421	2200 ± 182.824	2000 ± 112.843	2120 ± 105.356	1765 ± 115.265
Hidróxidos OH <sup>-</sup>	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bicarbonatos HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1300 ± 0.000	1800 ± 0.000	1400 ± 82.843	700 ± 92.543	995 ± 47.569	972 ± 42.684
DBO <sub>5</sub> (g O <sub>2</sub> /L)	1.5 ± 1.414	0.50 ± 0.000	1.250 ± 0.354	1.750 ± 1.061	2.000 ± 0.000	2.750 ± 1.061
DQO (g O <sub>2</sub> /L)	13.5 ± 3.536	14.0 ± 0.000	13.5 ± 0.707	18.5 ± 0.707	18.0 ± 0.000	16.5 ± 2.121
pH	8.815 ± 0.134	8.62 ± 0.042	8.665 ± 0.035	8.605 ± 0.021	8.59 ± 0.014	8.475 ± 0.007
Temperatura* (°C)	18.05 ± 0.212	18 ± 0.000	17.9 ± 0.071	17.9 ± 0.000	18.0 ± 0.141	18.1 ± 0.071
Sólidos Volátiles (%)	66.126 ± 1.392	64.913 ± 3.094	51.990 ± 0.904	54.036 ± 2.339	60.602 ± 0.907	61.293 ± 0.045
Coliformes Fecales (NMP/ g ST)	< 1.8 × 10 <sup>2</sup>	< 1.8 × 10 <sup>2</sup>	3.6 × 10 <sup>2</sup>	< 1.8 × 10 <sup>2</sup>	2 × 10 <sup>2</sup>	< 1.8 × 10 <sup>2</sup>
CH <sub>4</sub> en el biogás (%)	50.55 ± 0.389	51.75 ± 0.354	55.65 ± 0.283	57.18 ± 0.247	54.85 ± 0.414	53.280 ± 0.106
CO <sub>2</sub> en el biogás (%)	49.45 ± 0.195	48.25 ± 0.177	44.35 ± 0.141	42.82 ± 0.124	45.15 ± 0.071	46.720 ± 0.053

*Nota.* a) El valor de temperatura registrado se refiere a la temperatura de medición del pH de las muestras. El reporte de la temperatura de medición del pH es requisito de la metodología utilizada (USEPA, 2004).

#### 4.3.7.1. Alcalinidad

En cuanto a la alcalinidad, se evidenció el aumento de la misma en todos los sustratos utilizados, tanto en la digestión anaerobia mesofílica y termofílica, así como en los sustratos con pre – tratamiento y sin pre – tratamiento. En el caso del sustrato compuesto únicamente por lodos secundarios, la alcalinidad de los sustratos mesofílicos y termofílicos pretratados fue mayor que la alcalinidad de aquellos sustratos no tratados, y en el caso de la digestión anaerobia mesofílica, la diferencia entre sustratos con y sin pre – tratamientos es de 3400 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Así mismo, en la digestión mesofílica únicamente se registró presencia de carbonatos en el caso del sustrato pretratado, mientras que en la digestión termofílica los carbonatos estuvieron presentes tanto en el sustrato tratado y en el que no, siendo éste último quien mostró menor concentración.

La alcalinidad de las mezclas con estiércol de cerdo sin haber sido sometidas al pre – tratamiento térmico fue mayor, tanto en digestión termofílica como en la mesofílica, siendo en esta última en donde se observó mayor diferencia (3500 mg CaCO<sub>3</sub>/L de diferencia). En el caso de la presencia de carbonatos, estos fueron evidenciados en aquellos sustratos que fueron sometidos a temperaturas considerables (digestión mesofílica, pre – tratamiento térmico) y no se evidenció su presencia en el sustrato mesofílico sin pre – tratamiento. El mayor contenido de carbonatos se presencié en la muestra mesofílica con pre – tratamiento térmico, pero en comparación con aquellas termofílicas, la diferencia no fue considerable.

Finalmente, la alcalinidad asociada a la mezcla con estiércol de vaca, al cabo de 24 días de digestión anaerobia termofílica, fue mayor que la alcalinidad respectiva a la digestión mesofílica. Por ejemplo, el sustrato termofílico no tratado tuvo 1650 mg CaCO<sub>3</sub>/L más que el sustrato mesofílico no tratado. Así mismo, el sustrato termofílico con pre – tratamiento térmico mostró 1350 mg CaCO<sub>3</sub>/L más que aquel mesofílico pretratado.

#### **4.3.7.2. DBO<sub>5</sub>**

Se evidenció la reducción de la DBO<sub>5</sub> para los sustratos compuestos del lodo secundario en ambos regímenes de digestión y con ausencia y presencia del pre – tratamiento térmico. Sin embargo, se evidenció mayor reducción en aquellos sustratos sometidos previamente al pre – tratamiento térmico. Al contrario, las mezclas con estiércol de cerdo sin pretratamiento térmico (tanto en mesofílico como en termofílico) mostraron mayor eliminación de DBO<sub>5</sub>. Por último, la mezcla con estiércol de vaca con pre – tratamiento térmico de la digestión mesofílica fue mejor a aquella que no obtuvo ningún tratamiento, mientras que en la digestión termofílica mayor reducción de DBO<sub>5</sub> fue aquel no pretratado.

#### **4.3.7.3. DQO**

Los sustratos termofílicos de lodos, estiércol cerdo y estiércol vaca, en algunos casos, aumentaron su contenido de DQO. En el caso del sustrato de lodos, esto ocurrió para el sustrato sin tratamiento térmico (3.5 g O<sub>2</sub>/L más), mientras que para los casos de los estiércoles de cerdo y vaca para los sustratos pretratados, con aumentos de 5.5 y 2.8 g O<sub>2</sub>/L respectivamente. Todos los otros sustratos registraron reducción en su contenido de DQO, y en el caso de los estiércoles, la mayor reducción se evidenció en los sustratos mesofílicos sin pre – tratamiento térmico.

#### **4.3.7.4. Sólidos Volátiles**

Al cabo de 24 días de digestión, se observó mayor reducción del contenido de sólidos volátiles durante las digestiones anaerobias mesofílicas y termofílicas mediante la aplicación de los co – sustratos, especialmente el estiércol de cerdo. También se registró que, en el caso de estos co – sustratos, las mayores tasas de destrucción de sólidos volátiles ocurrieron bajo el régimen mesofílico y cuando no se había aplicado un pre – tratamiento térmico. El sustrato compuesto únicamente por lodos también presentó mejor eficiencia de remoción de sólidos volátiles por digestión mesofílica, sin embargo, la aplicación del pre – tratamiento térmico consiguió mejores resultados.

#### **4.3.7.5. Coliformes Fecales**

La cantidad de coliformes fecales en todos los sustratos fue menor a 1000 NMP/100 g ST. En contraste con la digestión termofílica, la digestión mesofílica mostró mayor contenido final de coliformes fecales en sus muestras, específicamente de las mezclas con los co – sustratos. Así mismo, el pre – tratamiento térmico de las muestras mesofílicas no redujo el contenido de coliformes fecales de los sustratos de lodos y con estiércol de vaca. Es decir, en la digestión mesofílica, únicamente se evidenció que el pre – tratamiento térmico redujo de mejor manera el contenido de coliformes fecales para el caso de la mezcla del estiércol de cerdo ( $7.8 \times 10^2$  vs.  $<1.8 \times 10^2$ ). Al contrario, en la digestión termofílica, los co – sustratos mostraron mayor contenido de coliformes fecales cuando no se aplicó un pre – tratamiento térmico. Igualmente, el contenido de coliformes fecales de los co – sustratos fue mayor a que el sustrato compuesto únicamente por el lodo secundario.

Es importante mencionar, que el Standard Methods (2012, p. 9-71) no ofrece índices NMP/100 g ST menores a 1.8 para tres diluciones, por lo que no fue posible la cuantificación exacta del contenido final de coliformes fecales de los sustratos.

## **5. CAPÍTULO V. Análisis de resultados**

Los resultados obtenidos a lo largo de los diferentes procesos de digestión anaerobia demuestran variabilidad de resultados. Esto se le atribuye a la variabilidad sustratos y a la diferencias de temperaturas (Marañón et al., 2012).

### **5.1. Alcalinidad**

La alcalinidad asociada al sustrato compuesto únicamente por los lodos secundarios fue menor a que aquella de las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca. Los lodos secundarios de PTARs son considerados sustratos ricos en carbono y su degradación rápida (ver Figura 7) libera amonio a la fase líquida del medio debido a la destrucción de proteínas y lípidos (Neshat et al., 2017). El

amonio del medio es tóxico para los metanogénicos presentes y ocasiona una acumulación de ácidos grasos volátiles (AGVs) y decrecimiento de los niveles de alcalinidad (Astals et al., 2013; Misi y Forster, 2001).

En varios estudios (Astals et al., 2013y Neshat et al., 2017) se ha evidenciado que la acidificación del medio es una de las razones que contribuye a un inadecuado desempeño de la digestión anaerobia, puede producirse por la acumulación de AGVs en las fases tempranas de la digestión y también por la presencia de concentraciones considerables de CO<sub>2</sub> en el medio, el cual será convertido a ácido carbónico en la fase líquida. Por ende, los sustratos con bajas alcalinidades, como fue el caso de los lodos secundarios, no pueden protegerse contra los efectos de los AGVs y del CO<sub>2</sub>, dificultando la instalación de un nivel de pH adecuado (acidificación del medio) para el trabajo conjunto de los diferentes consorcios microbianos, su actividad degradativa del material orgánico presente y la respectiva generación de metano.

Los estiércoles de cerdo y vaca, al ser residuos con alto contenido de nitrógeno y alcalinidad, protegieron a los sistemas anaerobios en contra de los AGVs , el CO<sub>2</sub> y el ácido carbónico, facilitando la provisión del medio y de nutrientes para un mejor desarrollo microbiano y generación de CH<sub>4</sub> (Astals et al., 2013; Mata – Alvarez, 2011; Neshat et al., 2017). La alta alcalinidad de los estiércoles, presente en formas de bicarbonatos y carbonatos, le entregó una capacidad buffer al medio en contra de la acidificación, lo cual no permitió descensos significativos en los niveles de pH y entregó mayor estabilidad a estos sistemas (Astals et al., 2013; Neshat et al., 2017 y Zhang et al., 2014). También, los estiércoles entregaron alto contenido de nitrógeno y de macro y micro nutrientes a los sustratos, lo cual mejoró el crecimiento bacteriano, la desintegración del material orgánico y las actividades de nitrificación del medio, las cuales aumentaron el nivel de alcalinidad al final del proceso de digestión anaerobia debido al alto tiempo de retención celular (Neshat et al., 2017).

En cuanto a los regímenes de temperatura empleados, la alcalinidad de los sustratos sometidos a mayores temperaturas (pre – tratamiento térmico,

digestión anaerobia termofílica) fue mayor que la alcalinidad del régimen mesofílico. Esto concuerda con estudios previamente realizados (Montanés et al., 2016; Riau et al., 2009; Song et al., 2004). La razón atribuida al caso es que en digestiones a mayores temperaturas la concentración de AGVs aumenta y también las tasas de degradación de compuestos nitrogenados (Astals et al., 2013 y Montañes et al., 2016). A mayores temperaturas aumenta también el contenido del propionato (un tipo de AGVs) lo cual aumenta el contenido de alcalinidad en los digestores (Song et al., 2004). En un estudio realizado (Song et al., 2004) cuyos resultados concuerdan con los obtenidos por el presente estudio, se determinó que a mayores temperaturas de digestión se generó mayor cantidad de propionato y se lo atribuyó a las mayores presiones de hidrógeno ocasionadas por la temperatura y a los tiempos de retención del medio. Variaciones amplias en las características del influente del digestor pueden conllevar a la acumulación de propionato en el digestor termofílico, lo cual resulta en la decadencia de la calidad del efluente del procesos de digestión anaerobia. Esto indica que los organismos acetogénicos e hidrogenotróficos, a mayores temperaturas de digestión, son más susceptibles a perturbaciones en su ambiente (Song et al., 2004 y De la Rubia et al., 2005). El propionato, y los AGV en general, pueden llegar a ser fitotóxicos, disminuyendo la actividad de los consorcios microbianos presentes y reflejándose en un menor contenido de metano en el biogás (Mata – Alvarez et al., 2000).

## **5.2. DBO5 y DQO**

La temperatura tiene un efecto importante en ciertas propiedades de los sustratos a ser digeridos (Appels et al., 2008). Esto se evidenció en los parámetros de DBO<sub>5</sub> y DQO de los distintos sustratos después de la aplicación del pre – tratamiento térmico (Tablas 14 y 15). En el caso de las mezclas con estiércoles de cerdo y vaca los valores asociados a los mencionados parámetros decrecieron con la aplicación de temperatura. Al contrario, en el caso del sustrato compuesto únicamente por lodos secundarios, estos parámetros aumentaron. El aumento de estos valores es explicado por Appels et al. (2008), quien menciona que el pre – tratamiento térmico resulta en una desintegración de las células de

los lodos por interrupción de los enlaces químicos de las paredes y membranas celulares, por lo que éstos se solubilizan y se libera material intracelular a la fase acuosa del lodo. El resultado del proceso es el aumento del material orgánico biodegradable, quien será consumido por los organismos microbianos en la digestión, y que se ve reflejado en un aumento del valor registrado.

En cuanto a la concentración final de la DQO, ésta fue mayor en la digestión termofílica en contraste con la digestión mesofílica (Tablas 25 y 26), lo cual concuerda con estudios previos (De La Rubia et al., 2015; Riau et al., 2009; Montañés et al., 2016 y Song et al., 2004). Esto se atribuye a la poca afinidad de los organismos termofílicos con los sustratos digeridos (Song et al., 2004; Montañés et al., 2016 y Riau et al., 2009), que se explica principalmente por la acumulación de propionato en el régimen termofílico (igualmente reflejado en los análisis de alcalinidad, ver punto 5.1.) debido a la presencia de mayor presión parcial del hidrógeno (Song et al., 2004). La acumulación de propionato indica que los organismos acetogénicos e hidrogenotróficos en régimen termofílico, son más sensibles a cambios en su ambiente, por lo que la digestión mesofílica es mejor produciendo un efluente de calidad que la digestión termofílica (Montañés et al., 2016; Riau et al., 2009 y Song et al., 2004).

Finalmente, el aumento de los valores de la DQO en el proceso de digestión anaerobia también fue estudiado por Montanes et al. (2006), quien atribuye estos resultados a que mayores temperaturas ocasionan un incremento en producción de sustancias extracelulares poliméricas (principalmente proteínas y polisacáridos). Al momento de realizar un pre – tratamiento térmico la fase líquida de los lodos aumenta por ruptura de los enlaces de agua de los mismos (Ferrer et al., 2008, Gavala et al., 2003), y es justamente aquí donde residen estas sustancias poliméricas, aumentando el valor de la DQO obtenida para el sustrato con pre – tratamiento térmico (LO35CT). El aumento de los valores de DQO en sustratos no pre – tratados (LO55ST) se atribuye a los resultados obtenidos por De La Rubia et al., (2005) y Zhang et al. (2014), quienes mencionan que en la digestión anaerobia de lodos secundarios se obtuvieron dos picos de DQO (al

inicio y al final) debido al mayor contenido de DQO soluble (la que aumenta en los procesos de pre – tratamientos térmicos), que puede ser rápidamente biodegradado en los primeros días (1er pico). Las tasas de degradación de las proteínas crudas son menores que aquellas de carbohidratos, así que el segundo pico puede ser atribuido a la degradación subsecuente de proteína cruda y sustancias macromoleculares, como lignocelulosas.

Los demás sustratos redujeron sus valores de DQO y DBO<sub>5</sub> con el transcurso de la digestión anaerobia, debido a que los microorganismos presentes utilizan la DQO y DBO<sub>5</sub> para la generación de metano a través de las diferentes rutas catabólicas, al momento de adaptarse a las condiciones operacionales (De La Rubia et al., 2005 y Zhang et al., 2014). Es decir, se redujo la concentración de material orgánico biodegradable, lo cual consumió el oxígeno disuelto de los medios, reduciendo los valores de los respectivos parámetros (Astals et al., 2013 y Neshat et al., 2017).

### **5.3. Sólidos Volátiles**

De acuerdo a la Figura 7, observa que los lodos secundarios que no han sido sometidos a un pre – tratamiento previo a la digestión anaerobia tienen menores tasas de remoción de sólidos volátiles. Esto se debe a que la estructura de los lodos activados, compuestos principalmente por células orgánicas difícilmente biodegradables y biopolímeros extracelulares (Zhang et al., 2014), complica la degradación de los mismos, por lo que la hidrólisis se convierte en la etapa limitante del proceso de digestión anaerobia de lodos secundarios (Bougrier et al., 2006; Kim et al., 2003 y Zhang et al., 2014).

El pre – tratamiento térmico de los lodos aumentó la remoción del contenido de sólidos volátiles debido a que se redujo la limitación del proceso de hidrólisis por disminución del tamaño de las partículas lo cual transformó el material orgánico a carbohidratos solubles, líquidos, proteínas o conversión a compuestos con pesos moleculares bajos, los cuales fueron liberados al medio mejorando la eficiencia de la digestión anaerobia (Bougrier et al., 2006).

Al contrario, en la Figura 8, se puede observar que las mezclas con estiércol de cerdo sometidas a un pre – tratamiento térmico mostraron menor eficiencia en la reducción del contenido de sólidos volátiles. Esto es consistente con los resultados obtenidos por Valo et al. (2004), quien menciona que en algunos casos el tratamiento térmico no provocó ninguna mejora y hasta redujo la solubilización y biodegradabilidad del lodo. A esto se atribuye la formación de compuestos refractantes, debido a las reacciones de polimerización a altas temperaturas. Stuckey y McCarty (1984) reportan el mismo efecto de altas temperaturas de los pre – tratamientos térmicos mencionando que a altas temperaturas se produjeron moléculas menos solubles, como resultado de las reacciones de polimerización. Por otro lado, también se observó que el pre – tratamiento térmico de la mezcla con estiércol de cerdo aumentó inmediatamente su contenido de sólidos volátiles. Cuando lo mismo ocurrió en el estudio de Ferrer et al. (2008), el autor menciona que esto se debió al aumento de la porción de material orgánico total soluble y aumento de los AGVs (especialmente propionato), los cuales alcanzan una concentración máxima entre las 9 – 24 horas. A pesar de la acumulación de propionato, el cual se degrada más lentamente que otros AGVs, la estabilidad del proceso no se ve afectada por la alta capacidad buffer del sistema y porque los microorganismos anaerobios ya estaban previamente adaptados a mencionadas cargas orgánicas (Ferrer et al., 2008). Así mismo, Valo et al. (2004), menciona que el pre – tratamiento térmico ocasionó la solubilización del contenido de sólidos, principalmente de la fracción volátil, debido a la solubilización de cantidades importantes de material orgánico.

El estiércol de cerdo fue el co – sustrato con mayor eficiencia en la remoción del contenido de sólidos volátiles. Esto se asocia a los resultados obtenidos por Zhang et al. (2014), quien afirma que la razón correspondiente se asocia a que el estiércol de cerdo, durante el proceso de digestión anaerobia, presenta mayor contenido de DQO soluble, lo cual mejora la estructura celular del sustrato. Además, le entrega al sustrato mayor componentes nutricionales, apoyando los sinergismos positivos, la actividad microbiana y una mayor capacidad de hidrolización de los lodos. Por último, también menciona que la toxicidad asociada a los estiércoles, cuando éstos no son utilizados en gran cantidad, se

diluye efectivamente en los lodos secundarios. Es importante recalcar que en esta experimentación se utilizó una mezcla con 12% de contenido en peso seco de estiércol de cerdo, mientras que la mezcla con estiércol de vaca representó el 27.2% del contenido de sólidos en peso seco, es decir, se utilizó más estiércol de vaca, por lo que la dilución fue menor.

La digestión anaerobia termofílica de la mezcla con estiércol de cerdo presentó la menor eficiencia en la destrucción del contenido de sólidos volátiles (no se alcanzó el 38% establecido por la USEPA). Astals et al. (2013), tuvo el mismo problema y menciona que la baja biodegradabilidad del estiércol de cerdo en condiciones termofílicas se atribuye a la presencia de altas concentraciones de  $\text{NH}_3$  en el digestor, las cuales actuaron como inhibidor parcial del consorcio microbiano y, en especial, de los metanogénicos, también debido a la acumulación del propionato y de los AGVs (Mata – Álvarez et al., 2000). Incluso con la inhibición por  $\text{NH}_3$  y AGVs, la degradación del sustrato bajo este régimen fue mayor que aquella de los sustratos de lodos y de estiércol de vaca. Esto se debe a que, si bien una fracción del sustrato (y en especial de la DQO) se mantuvo con degradación lenta, el tamaño de la partícula del sustrato era menor en relación a los otros sustratos, por lo que el área de intercambio de las partículas aumenta y existe una mayor disponibilidad de la DQO para ser consumida por los microorganismos durante sus actividades metabólicas (Bougrier et al., 2006).

La mezcla con estiércol de vaca sin pre – tratamiento térmico y bajo condiciones termofílicas (VA55ST) presentó poca tasa inicial de hidrólisis, únicamente una parte de la fracción del contenido inicial de material (el cual era alto, típico de materiales frescos no estabilizados) era fracción soluble, por lo que a régimen termofílico ocurrió poca hidrólisis (Ferrer et al., 2008). Sin embargo, transcurridas dos semanas de digestión anaerobia, demostró un decrecimiento considerable del contenido de sólidos volátiles presentes en la muestra, llegando incluso a superar la remoción de sólidos volátiles que en las otras muestras. Esto se debe a la aclimatización del consorcio microbiano al sustrato. Al final del proceso, esta mezcla cumplió con lo encontrado por otros autores, quienes mencionan que la

digestión anaerobia termofílica mejora el proceso de biometanización y reducción de sólidos volátiles por la aceleración de la hidrólisis de compuestos poliméricos (Lv et al., 2010; Montañés et al., 2016 y Song et al., 2003). Cuando el alimento del proceso de digestión es rico en lignocelulosa, las altas temperaturas mejoran el proceso de hidrólisis por el desprendimiento de la estructura lignocelulítica, lo cual permite mayor acceso para la colonización de microbios celulíticos (“cellulolytic”) y xilanolíticos (“xylanolytic”) por medio de hidrolasas y por aceleración de las reacciones enzimáticas hidrolíticas. Sin embargo, para el final de la digestión la biodegradabilidad anaerobia de alimentación térmicamente pretratada no demostró ser significativamente diferente que aquella no tratada (Mata – Álvarez et al., 2000).

Para el caso de los tres sustratos utilizados se observó que, para tiempos de retención mayores, la diferencia de remoción del contenido de sólidos volátiles entre sustratos mesofílicos y termofílicos era menor (en comparación con el inicio del proceso de digestión) debido a que a este tiempo de retención las bacterias en el rango mesofílico son capaces de descomponer todos los sólidos biodegradables (Song et al., 2004), es decir, a medida que aumenta el tiempo de digestión anaerobia, la diferencia entre tasas de remoción del contenido de sólidos volátiles es menor. Así mismo, tiempos de retención más altos (24 días vs. los comunes 21 días) fueron requeridos para la estabilización de los efluentes y se observará en el contenido de metano en el biogás, que mientras mayor reducción del contenido de sólidos volátiles, mayor será la generación de biogás (Ferrer et al., 2008).

#### **5.4. pH y microorganismos**

Durante la primera semana de digestión se evidenció el aumento del pH de todos los sustratos utilizados, tanto en las digestiones mesofílicas como en las termofílicas (medición 2, Figuras 1, 2 y 3). Son varios los estudios que también reflejan un aumento del nivel de pH del medio (Appels et al., 2008; Misi y Forster, 2001; Montañés et al., 2016; Riaú et al., 2009 y Song et al., 2004). Durante la digestión anaerobia se producen AGVs, quienes suelen acumularse al inicio del proceso y tienen a reducir el pH del medio (Appels et al., 2008 y Zhang et al.,

2014). La reducción del pH del medio es asumido y contrarrestado por la actividad de las bacterias metanogénicas, las cuales también producen alcalinidad en forma de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  y  $\text{HCO}_3^-$  (Appels et al., 2008 y Zhang et al., 2014). El pH del sistema, al ser controlado por la concentración de  $\text{CO}_2$  en la fase gaseosa y por alcalinidad por  $\text{HCO}_3^-$  en la fase líquida, aumentó durante el proceso de digestión anaerobia por la adición de alcalinidad en forma de bicarbonatos (como lo evidenciado a lo largo de la experimentación) y por la presencia de  $\text{NH}_3$ , quien se liberó fácilmente al medio por la degradación de compuestos nitrogenados de estiércoles cuyos contenidos de nitrógeno son altos y que se encontró en un estado no ionizado (Appels et al., 2008; Montañés et al., 2016 y Zhang et al., 2014). Se asocia un pH de 8 al amoníaco en estado no ionizado, pero es solo a mayores concentraciones que éste inhibe el proceso de digestión anaerobia (Marañón et al., 2012 y Zhang et al., 2014). La presencia de sulfuro, ácido propiónico y ácido acético también son atribuidos a un pH de 8 (Appels et al., 2008).

El contenido final de metano del biogás de los sustratos, quien se encuentra por debajo del nivel óptimo (70%), puede asociarse al aumento del pH. Sin embargo, la producción de metano no se vio inhibida ya que los organismos metanogénicos funcionan correctamente hasta un pH de 8.5 (Demirer y Chen, 2004) y los organismos fermentativos, quienes son menos sensibles a cambios en su ambiente, funcionan óptimamente en pH entre 4 a 8.5 (Appels et al., 2008). Además, las bacterias metanogénicas se pueden aclimatar a la inhibición por  $\text{NH}_3$  como resultado del cambio en su población por cambios externos en sus especies predominantes (Appels et al., 2008).

En cuanto a las temperaturas de digestión empleadas, el pH de la digestión anaerobia termofílica fue mayor al pH de la digestión mesofílica. Esto se encuentra en concordancia con los estudios de Montañés et al. (2016), Song et al. (2004) y Riau et al. (2009) los cuales también obtuvieron un nivel de pH mayor bajo las condiciones termofílicas, situación atribuible a los niveles de alcalinidad

de los sustratos, quienes son mayores en la digestión termofílica, por lo que el pH de este medio será mayor (Montañes et al., 2016 y Song et al., 2004).

La producción de metano fue menor en la digestión termofílica, debido a que su pH fue mayor (superando incluso en algunos casos un pH de 8.5), por lo que la actividad de los organismos metanogénicos no fue la óptima. Además, la capacidad de los microorganismos mesofílicos de adaptarse a los cambios en su ambiente es mayor a que la de los microorganismos termofílicos (Song et al., 2004), es decir, los organismos mesofílicos respondieron mejor a los niveles de pH, DBO<sub>5</sub>, DQO y alcalinidad presentes en su sustrato en contraste con los organismos termofílicos. Sin embargo, la inactivación de organismos patógenos por la digestión anaerobia termofílica fue mayor (Riau et al., 2009 y Song et al., 2004), debido a la presencia de mayores niveles de amoníaco libre y AGVs en formas no disociadas, que pueden ser tóxicos para los microorganismos del medio, reduciendo su concentración (Appels et al., 2008 y Song et al., 2004).

También se observó mayor contenido de metano en el biogás de los sustratos compuestos por estiércoles. Los estiércoles de cerdo y vaca contienen alto contenido de nitrógeno, lo cual provee al medio de mayor cantidad de nutrientes y mejoran la proporción carbono / nitrógeno (Neshat et al., 2017). El estiércol de cerdo produjo mayor remoción de SV e incrementó el contenido de metano en el biogás debido a que éste aceleró el proceso de hidrólisis (Figura 8), ya que con el estiércol de cerdo mejoró el balance de los nutrientes presentes en el sustrato, lo cual contribuyó a un crecimiento bacteriano y a la formación de metano debido a la mayor biodegradabilidad y mayor conversión de los desechos en bioenergía en forma de biogás (Neshat et al., 2004 y Song et al., 2004), estableciéndose que la mayor biodegradabilidad y producción de CH<sub>4</sub> con estiércol de cerdo se relacionó con la fuerte actividad microbiana apoyada por el material orgánico fácilmente biodegradable del estiércol de cerdo, lo cual conllevó a una mayor capacidad hidrolítica de las paredes del lodo (Neshat et al., 2004 y Song et al., 2004).

El bajo contenido de metano y menor densidad de coliformes fecales en el sustrato sin estiércoles fue resultado de condiciones de hambruna para los microorganismos dentro del digestor, menor biodegradabilidad de la estructura de flóculos compleja de los lodos activados (por lo que hubo una menor reducción de sólidos volátiles y no una óptima conversión del material orgánico en metano) y menor generación de alcalinidad (lo cual no protegió al sistema contra compuestos tóxicos como los AGVs y pérdida de microorganismos que procesan esos AGVs) (Ferrer et al., 2008; Metcalf & Eddy, 2014, p. 1509). Finalmente, la mayor densidad final de coliformes asociadas a las mezclas con estiércol de vaca se debe a la disponibilidad de nutrientes en el medio debido a este tipo de estiércol, lo cual administra al sistema de alimentos para los microorganismos, y porque la producción de metano es conducida por dos grupos de metanogénicos y siendo su composición en el sustrato similar al consorcio microbiano del estómago de animales rumiantes (ganado vacuno), quien crece muy bien en presencia de  $H_2$  y  $CO_2$  (Neshat et al., 2017).

### **5.5. Generación de biogás**

El contenido de  $CH_4$  en el biogás de los sustratos tras 24 días de digestión anaerobia fue mayor para el régimen mesofílico que para el régimen termofílico. Esto se atribuye a varios factores, siendo el primero el hecho de que dentro de los sustratos existen microorganismos únicos capaces de producir metano durante su actividad y el sometimiento a temperatura los inhabilita (Gavala et al., 2009).

Así también, Lv et al. (2010) menciona que la digestión anaerobia termofílica presenta pobre estabilidad del proceso, debido a la acumulación especialmente de propionato y mayores tasas de producción de  $CO_2$ , lo cual decrece la diversidad de metanogénicos en los digestores por altas temperaturas. Al ser únicamente tres las especies de metanogénicos identificados en digestores termofílicos, la pérdida de población microbiana tiene efectos considerables. Además, las altas temperaturas reducen la solubilidad del  $H_2$  y del  $CO_2$ , y algunos microbios, principalmente acetogénicos sintróficos y metanogénicos son

mayormente susceptibles a ciertos metabolitos encontrados en mayor abundancia en la digestión termofílica, como  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , compuestos intermediarios, acetato, ácidos propiónico y butírico y poliacrilamidas, inhibidores de la fermentación del metano y niveles de acidez (Astals et al., 2013; Lv et al., 2010; Marañón et al., 2012; Montañés et al., 2016, Song et al., 2004 y Zhang et al., 2014). Finalmente, se ha reportado que los microorganismos mesofílicos tienen mayor capacidad de adaptación a su ambiente que los organismos termofílicos, por lo que su respuesta a las condiciones de su medio será mejor y la producción de metano aumentará (Song et al., 2004).

La co – digestión anaerobia con estiércoles mostró ser un método eficiente para mejorar el contenido de metano en el biogás. Esto se debe a que los estiércoles aportan mayor material biodegradable al sustrato, lo cual ocasiona mayor conversión de SV a  $\text{CH}_4$  en condiciones anóxicas (Mata – Alvarez et al., 2011 y Neshat et al., 2017).

En cuanto a la co – digestión con estiércol de vaca, el contenido de  $\text{CH}_4$  en el biogás de estos sustratos fue menor a aquél de los sustratos con estiércol de cerdo. En primer lugar, el decrecimiento en el contenido de metano en el biogás se atribuye a concentraciones de amoníaco no ionizado (común en digestiones de estiércoles de vaca) lo cual actúa como inhibidor de metanogénicos (Callaghan et al., 1999). Mientras más cantidad de estiércol se utiliza, habrá menor dilución de compuestos con el lodo secundario, hay que considerar, que para el presente estudio se utilizó un porcentaje en peso seco de estiércol de vaca del 27.2%. Por otro lado, el estiércol de vaca contiene altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, el cual puede actuar como inhibidor de una constante producción de  $\text{CH}_4$  a lo largo del proceso de digestión (Misi y Forster, 2001), es decir, se producen picos de generación de  $\text{CH}_4$  por degradación primeramente de componentes de melaza, seguido por picos debidos a la degradación de los demás componentes del sustrato (Misi y Forster, 2001). Mientras que el estiércol de cerdo produce biogás de manera constante a lo largo del proceso de

digestión, debido a la degradación de ácidos y fibras celulósicas (Misi y Forster, 2001).

Al contrario, con el estiércol de cerdo, a pesar de contener nitrógeno en cantidades considerables, no se observó un efecto inhibitorio de la producción de amoníaco a partir del nitrógeno en los metanogénicos, puesto que el rendimiento del biogás aumentó (Zhang et al., 2014), lo cual sugiere que las cantidades de amoníaco presentes no eran lo suficientemente altas para ser tóxicas para los microorganismos presentes, resultado de la dilución de estos componentes con el lodo secundario (12% en contenido de peso seco de estiércol, 88% contenido de lodo secundario) (Callaghan et al., 1999). Otra razón por la que el contenido de  $\text{CH}_4$  en el biogás de los sustratos con estiércol de cerdo es mayor es que la alta alcalinidad asociada al estiércol de cerdo actuó de mejor manera en la unión del  $\text{CO}_2$  de la fase gaseosa, lo cual resulta en la mayor conversión de  $\text{CO}_2$  a  $\text{CH}_4$  (Misi y Forster, 2001). Finalmente, los microorganismos presentes en el estiércol de cerdo producen biogás a partir de aceleradas reacciones bioquímicas del material particulado, lo cual aumenta la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos (Astals et al., 2013).

En el caso del pre – tratamiento térmico de CE35CT y VA55CT (Figuras 10 y 11 respectivamente) se observó un declive en el contenido de metano del biogás y en la biodegradabilidad del lodo. Esto se atribuye a la formación de compuestos tóxicos y refractarios durante el pre – tratamiento térmico a altas temperaturas ( $170^\circ\text{C}$ ) (Stuckey y McCarty, 1984). Además, el estiércol (tanto de cerdo como el de vaca) presenta alto contenido de agua en la digestión termofílica, lo cual diluye el contenido orgánico concentrado resultando en un efecto inhibitorio en el proceso. (Neshat et al., 2017). Así también, ocurre la activación de bacterias reductoras de sulfato y se crea una competencia por sustrato con las bacterias metanogénicas reduciendo los niveles de metano y aumentando los niveles de  $\text{H}_2\text{S}$  en el biogás (Neshat et al., 2017).

Al contrario, en la digestión termofílica con pre – tratamiento térmico del estiércol de cerdo (CE55CT) y en la digestión mesofílica con pre – tratamiento del estiércol de vaca (VA35CT), se observó que la aplicación de temperaturas aumentó el contenido de CH<sub>4</sub> del biogás. Esto se debe a que en estos caso aumentaron las tasas de crecimiento microbiano y por consecuencia la transferencia interespecífica de hidrógeno, convirtiendo los ácidos caproico, valérico, butírico y propiónico en ácido acético (De La Rubia et al., 2005 y Gavala et al., 2003). Es decir, el pre – tratamiento térmico en estos casos mejoró las actividades metabólicas de la población microbiana y tuvo un efecto en las tasas de transferencia de gases y de formación de CH<sub>4</sub> (Metcalf & Eddy, 2014, p. 1503).

En fin, se evidenció variaciones del contenido de CH<sub>4</sub> en el biogás, lo cual es común al momento de digerir estiércoles (Marañón et al., 2012). Sin embargo, es estiércol de cerdo tuvo mejores resultados en las interrelaciones positivas (sinergismos), mejor balance de nutrientes y de humedad en el medio, mayor dilución de compuestos inhibitorios y tóxicos, mayor producción de CH<sub>4</sub> y mayor estabilidad del digestado (Astals et al, 2013).

## 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 6.1. Conclusiones

La estabilización del lodo secundario de la PTAR de la Sede Udlapark de la Universidad de las Américas se logró mediante la co – digestión anaerobia con estiércol de cerdo bajo régimen mesofílico (con y sin pre – tratamiento térmico) y bajo régimen termofílico (sin pre – acondicionamiento térmico). Estos co – sustratos cumplieron con los criterios de estabilización de la USEPA (1992), resultado en biosólidos clase “A” y en la reducción de su Vector de Atracción.

El pre – tratamiento térmico ayudó en la inactivación de organismos patógenos presentes en la mezcla con estiércol de cerdo, tanto en la digestión anaerobia mesofílica como en la termofílica. Sin embargo, el pre – tratamiento de este sustrato, no contribuyó positivamente con la remoción del contenido de sólidos volátiles del sustrato. De hecho, los contenidos finales de SV del sustrato de cerdo con pre – tratamiento térmico mesofílico y termofílico fueron mayores en comparación con su respectivo sustrato no pretratado (4.762% y 2.046% más, respectivamente). En cuanto al contenido de metano del biogás del régimen mesofílico, éste fue 2.52% menor cuando se aplicó un pre – tratamiento térmico. Al contrario, bajo régimen termofílico, el contenido de metano aumentó 1.53% con la aplicación de un pre – tratamiento.

La digestión mesofílica del lodo secundario co – digerido con estiércol de cerdo se comportó a manera más estable en comparación con la digestión termofílica. Las tasas de remoción de SV fueron mayores que en el régimen termofílico, logrando un contenido final de SV de 47.595% vs 51.990%.

A pesar de que en ambos regímenes de temperatura se cumplió con los criterios de calidad de biosólidos clase “A”, se observó que la inactivación de organismos patógenos fue mayor bajo el régimen termofílico ( $7.8 \times 10^2$  vs. menor a  $1.8 \times 10^2$  respectivamente).

La co – digestión con estiércoles de cerdo y vaca tuvo un efecto positivo en la digestión anaerobia de los lodos secundarios. Por lo general, aumentaron las tasas de remoción de SV, de la capacidad buffer del sistema y del contenido de metano en el biogás. Por otro lado, la inactivación de organismos patógenos en estos co – sustratos fue menor, sin embargo, todos los sustratos cumplieron los criterios establecidos por la normativa utilizada (USEPA, 1992) en referencia al contenido final de coliformes fecales.

## **6.2. Recomendaciones**

Para los sustratos que no alcanzaron la reducción del 38% de su contenido de sólidos volátiles se recomienda someterlos a una digestión anaerobia por 40 días adicionales a 30°C (o mayores) y evaluar si el contenido de SV no se redujo más del 17% (USEPA, 1992). En caso de demostrarse la imposibilidad de reducción de los SV, se consideraría que los sustratos cumplen con la Reducción del Vector de Atracción y con los criterios para biosólidos clase “A”, por lo que en estos casos los lodos también son considerados como estabilizados.

Se recomienda evaluar la eficiencia en la estabilización y generación de biogás de la co – digestión anaerobia de los lodos secundarios de la PTAR del Udlapark con otros co - sustratos, por ejemplo, con desechos sólidos orgánicos, los cuales se producen diariamente en las facilidades de la Universidad y también deben ser gestionados.

## REFERENCIAS

- American Public Health Association (APHA). (1992). *Standard Methods for the examination of waste and wastewater (22da. Ed.)*. Washington, DC: APHA
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., Dewil, R. (2008). *Principles and potential of the anaerobic digestion of waste – activated sludge*. Progress in Energy and Combustion Science. Vol. 34, pp. 755 – 781. doi: 10.1016/j.pecs.2008.06.002
- Arnaiz, C., Gutierrez, J.C., Lebrato, J. (2005). *Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges*. Bioresource Technology. Vol. 97, pp. 1179-1184. doi: 10.1016/j.biortech.2005.05.010
- Astals, S., Nolla – Ardevol, V., Mata – Alvarez, J. (2013). *Thermophilic co – digestion of pig manure and crude glycerol: Process performance and digestate stability*. Journal of Biotechnology. Vol. 166, pp. 97 – 104. doi: 10.1016/j.jbiotec.2013.05.004
- Bernard, S., Gray, N.F. (2000). *Aerobic Digestion of Pharmaceutical and Domestic Wastewater Sludges at Ambient Temperature*. Water Research. Vol 34(3), pp. 725 – 734. doi: 10.1016/S0043-1354(99)00234-1
- Bolzonella, D., Cavinato, C., Fatone, F., Pavan, P. y Cecchi, F. (2012). *High rate mesophilic, thermophilic and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study*. Waste Management. Vol. 32, pp. 1196 – 1201. doi: 10.1016/j.wasman.2012.01.006
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J.P. y Carrere, H. (2006). *Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre – treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability*. Chemical Engineering and Processing. Vol. 45, pp. 711 – 718. doi: 10.1016/j.ceo.2006.02.005
- Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K., Forster, C.F. (1999). *Co – digestion of waste organic solids: batch studies*. Bioresource Technology. Vol. 67, pp. 117 – 122. doi: 10.1016/S0960-8524(98)00108-4
- Cavinato, C., Bolzonella, D., Pavan, P., Fatone, F. y Cecchi, F. (2013). *Mesophilic and thermophilic anaerobic co – digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot – and full – scale reactors*. Renewable Energy. Vol. 55, pp. 260 – 265. doi: 10.1016/j.renene.2012.12.044

- Chua, Y. (2013). *Relationship between wastewater sludge quality and energy production potential*. Recuperado el 12 de febrero de 2018 de [http://www.ceme.uwa.edu.au/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0010/2358289/Chua\\_2013.pdf](http://www.ceme.uwa.edu.au/__data/assets/pdf_file/0010/2358289/Chua_2013.pdf).
- De la Rubia, M.A., Perez, M., Romero, L.I. y Sales, D. (2005). *Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion*. *Process Biochemistry*. Vol. 41, pp. 79-86. doi: 10.1016/j.procbio.2005.03.073
- Demirer, GN. y Chen, S. (2004). *Effect of retention time and organic loading rate on anaerobic acidification and biogasification of dairy manure*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. Vol. 79, pp. 1381-1387. DOI: 10.1002/jctb.1138
- Ferrer, I., Ponsá, S., Vázquez, F. y Font, X. (2008). *Increasing biogas production by thermal (70°C) sludge pre – treatment prior to thermophilic anaerobic digestion*. *Biological Engineering Journal*. Vol. 42, pp. 186 – 192. doi: 10.1016/j.bej.2008.06.020
- Gavala, H., Yenal, U., Skiadas, I., Westermann, P. y Ahring, B. (2003). *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre – treatment at elevated temperature*. *Water Research*. Vol. 37 (19), pp. 4561-4572. doi: 10.1016/S0043-1354(03)00401-9
- González, J.S., Rivera, A., Borja, R., Sánchez, E. (1998). *Influence of organic volumetric loading rate, nutrient balance and alkalinity: COD ratio on the anaerobic sludge granulation of an UASB reactor treating sugar cane molasses*. *International Biodeterioration & Biodegradation*. Vol. 4, pp. 127 – 131. PII: S 0 9 6 4 – 8 3 0 5 ( 9 8 ) 0 0 0 3
- Hiraoka, M., Takeda, N., Sakai, S., Yasuda A. (1989). *A Highly Efficient Anaerobic Digestion with Thermal Pretreatment*. *Water Science and Technology*. Vol. 17 (4-5), pp. 529 – 539.
- Jamil, M., Qasim, M., Umar, M. (2006). *Utilization of Sewage Sludge as Organic Fertiliser in Sustainable Agriculture*. *Journal of Applied Sciences*. Vol. 6(3), pp. 531 – 535. DOI: 10.3923-jas.2006.531.535
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M., Sawyer, C.L. (1983). *Measuring Anaerobic Sludge Digestion and Growth by a Simple Alkalimetric Titration*. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. Vol. 55(5), pp. 448 – 543.

- Jewell, W.J., Kabirck R.M. (1992). *Autoheated aerobic thermophilic digestion with aeration*. Journal (Water Pollution Control Federation). Vol. 52(3), pp. 512 – 523. Recuperado desde <http://www.jstor.org/stable/25040748>
- Kelessidis, A., Stasinakis, A.S. (2012). *Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries*. Waste Management. Vol. 32, pp. 1186 – 1195. doi: 10.1016/j.wasman.2012.01.012
- Kelly, H.G., Melcer, H., Mavinic, D.S. (1993). *Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges: A one – year, full – scale demonstration project*. Water Environmental Research. Vol. 65(7), pp. 489 – 861. DOI: 10.2175/WER.65.7.7
- Kim J., Park, C., Kim, T.H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.W., Lee, J. (2003). *Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge*. Journal of Bioscience and Bioengineering. Vol. 95(3), pp. 271 – 275. doi: 10.1016/S1389-1723(03)80028-2
- Kokhia, M. (2015). *Composting: Advantages and Disadvantages*. Proceedings of the Institute of Zoology. Vol. XXIV. Ilia State University, Institute of Zoology, Tbilisi, Georgia. ISSN 1512 – 1720
- Layden, N., Mavinic, D.S., Kelly, H., Moles, R., Bartlett, J. (2007). *Autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD) – Part I: Review of origins, design, and process operation*. Journal of Environmental Engineering and Science. Vol. 6, pp. 665 – 678. doi: 10.1139/S07-015
- Law, J.P. (1968). *Agricultural Utilization of Sewage Effluent and Sludge*. Recuperado el 14 de marzo del 2018 de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/91023BNH.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=Prior+to+1976&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C70thru75%5Ctxt%5C00000029%5C91023BNH.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL>.

- Li, YY. y Noike, T. (1992). *Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge on anaerobic digestion*. Recuperado el 11 de marzo de 2018 de [https://www.researchgate.net/publication/9062151\\_Anaerobic\\_digestion\\_of\\_waste\\_activated\\_sludge\\_combined\\_with\\_ozone\\_post-treatment\\_and\\_recycling](https://www.researchgate.net/publication/9062151_Anaerobic_digestion_of_waste_activated_sludge_combined_with_ozone_post-treatment_and_recycling).
- Linden, D.R., Larson, W.E., Dowdy, R.H., Clapp, C.E. (1995). *Agricultural Utilization of Sewage Sludge. A Twenty Year Study at the Rosemount Agricultural Experiment Station*. Recuperado el 1 de abril de 2018 de <https://search.library.wisc.edu/catalog/999782435402121>
- Liu, S., Zhu, N. y Li, L.Y. (2011). *The one – stage autothermal thermophilic aerobic digestion treatment*. Chemical Engineering Journal. Vol. 174, pp. 564 – 570. doi: 10.1016/j.cej.2011.09.043
- Lv, W., Schanbacher, F. y Yu, Z. (2010). *Putting microbes to work in sequence: Recent advances in temperate – phased anaerobic digestion processes*. Biosource Technology. Vol. 101, pp. 9404 – 9414. doi: 10.1016/j.biortech.2010.07.100
- Macias – Corral, M., Samani, Z., Hanson, A., Smith, G., Funk, P. y Yu, H. (2008). *Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co – digestion with dairy cow manure*. Biosource Technology. Vol. 99, pp. 8288 – 8293. doi: 10.1016/j.biortech.2008.03.057
- Mantovi, P., Baldoni, G., Toderi, G. (2004). *Reuse of liquid, dewatered, and composed sewage sludge on agricultural land: effects of long – term application on soil and crop*. Water Research. Vol. 39, pp. 289 – 296. doi: 10.1016/j.watres.2004.10.003
- Marañón, E., Castrillón, L., Quiroga, G., Fernández – Nava, Y., Gómez, L., García, M.M. (2012). *Co – digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production*. Waste Management. Vol. 32, pp. 1821 – 1825. doi: 10.1016/j.wasman.2012.05.033
- Mata – Alvarez, J., Macé, S. y Llabrés, P. (2000). *Anaerobic digestión of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresource Technology. Vol. 74, pp. 3 – 16. PII; S 0 9 6 0 – 8 5 2 4 ( 0 0 ) 0 0 0 2 3 – 7
- Mata – Alvarez, K., Dosta, J., Macé, S., Astals, S. (2011). *Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling*. Critical Reviews in Biotechnology. Vol. 31(2), pp. 99 – 111. DOI: 10.3109/07388551.2010.525496

- Misi, S.N., Forster, C.F. (2001). *Batch co – digestion of multi – component agro – wastes*. Biosource Technology. Vol. 80(1), pp. 19 – 28. doi: 10.1016/S0960-8524(01)00078-5
- Mönch – Tegeder, M., Lemmer, A. y Oechsner, H. (2014). *Enhancement of methane production with horse manure supplement and pretreatment in a full – scale biogas process*. Energy. Vol. 73, pp. 523 – 530. doi: 10.1016/j.energy.2014.06.051
- Montañés, R., Solera del Río, R. y Pérez, M. (2016). *Thermophilic and mesophilic temperature phase anaerobic co – digestion (TPAcD) compared with single – stage co – digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation*. Biomass and Bioenergy. Vol. 93, pp. 107-115. doi: 10.1016/j.biombioe.2016.05.028
- Monson, E. (2015). *Utilization of Sewage Sludge*. Minutes of the Proceedings of the Institution of Civil Engineers. Vol. 61(1880), pp 187 – 189. doi: 10.1680/imotp.1880.22112
- Monzó, J., Payá, J., Borrachero, M.V., Girbés, I. (2003). *Reused of sewage sludge ashes (SSA) in cement mixtures: the effect of SSA on the workability of cement mortars*. Waste Management. Vol. 23, pp. 373 – 381. doi: 10.1016/S0956-053X(03)00034-5
- Neshat, S.A., Mohammadi, M., Najafpour, G.D., Lahijani, P. (2017). *Anaerobic co – digestion of animal manure and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production*. Renewable and Sustainable Energy Reviews. Vol. 79, pp. 208 – 322. doi: 10.1016/j.rser.2017.05.137
- Onaka, T. (2000). *Sewage can make Portland cement: a new technology for ultimate reuse of sewage sludge*. Water Science and Technology. Vol. 41 (8), pp. 93 – 98. Recuperado el 27 de marzo de 2018 de <http://wst.iwaponline.com/content/41/8/93>
- Pisarevsky, A.M., Polozova, I.P., Hockridge, P.M. (2005). *Chemical Oxygen Demand*. Russian Journal of Applied Chemistry. Vol. 78(1), pp. 101 – 107. doi: 1070-4272/05/7801-0101
- Riau, V., de la Rubia, M. Ángeles y Pérez, M. (2009). *Temperature – phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids. A discontinuous study*. Bioresource Technology. Vol. 101, pp. 65-70. doi: 10.1016/j.biortech.2009.07.072

- Rodríguez, L., Cerrillo, M.I., García – Albiach, V., Villaseñor, J. (2012). *Domestic sewage sludge composting in a rotary drum reactor: Optimizing the thermophilic stage*. Journal of Environmental Management. Vol. 112 (15), pp. 284 – 291. doi: 10.1016/j.envman.2012.08.005
- Smith, S.R. (2009). *Organic contaminants in sewage sludge (biosólidos) and their significance for agricultural recycling*. Philosophical Transactions of the Royal Society. Vol. 367, pp. 4005 – 4041. doi: 10.1098/rsta.2009.0154
- Solera, R., Romero, L.I. y Sales, D. (2001). *Determination of the Microbial Population in Thermophilic Anaerobic Reactor: Comparative Analysis by Different Counting Methods*. Anaerobe Environmental Microbiology. Vol. 7, pp. 79-86. doi: 10.1006/anae.2001.0379
- Song, Y., Kwon, S. y Woo, J. (2004). *Mesophilic and thermophilic temperature co – phase anaerobic digestion compared with single – stage mesophilic – and thermophilic digestion of sewage sludge*. Water Research. Vol. 38 (7), pp. 1653-1662 doi: 10.1016/j.watres.2003.12.019
- Stillwell, A., Hoppock, D. y Webber, M. (2010). *Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy – Water Nexus*. Sustainability. Vol. 2 (4), pp. 945-962. doi: 10.3390/su2040945
- Stuckey, D.C. y McCarty, P.L. (1984). *The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge*. Recuperado el 2 de abril de 2018 de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135484900022>
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K., Bildan, M.L.S. (1997). *Effects of thermochemical pre – treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge*. Recuperado el 1 de marzo de 2018 de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397001698>
- Tay, J.H. (1989). *Reclamation of Wastewater and Sludge for Concrete Making*. Resources, Conservation and Recycling. Vol. 2, pp. 211 – 227. doi: 0921-3449/89/\$03.50
- United States Environmental Protection Agency. (1973). *Nitrification and Denitrification Facilities Wastewater Treatment*. Recuperado en junio del 2018 de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20008RFG.PDF?Dockey=20008RFG.PDF>

- United States Environmental Protection Agency. (1976). *Anaerobic Sludge Digestion. Operations Manual*. Recuperado en marzo del 2018 de <https://nepis.epa.gov/>
- United States Environmental Protection Agency. (1992). *PART 1 C BIOSOLIDS REGULATIONS*. Recuperado en marzo del 2018 de <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/handbook1.pdf>.
- United States Environmental Protection Agency. (1994). *Biosolids Recycling: Beneficial Technology For A Better Environment*. Office of Water (4204); Washinton D.C. Recuperado de <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/owm0027.pdf>.
- United States Environmental Protection Agency. (2001). *Method 1684: Total, Fixed, and Volatile Solids in Water, Solids, and Biosolids*. Recuperado el 2 de marzo del 2018 de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1002CZ8.PDF?Dockey=P1002CZ8.PDF>.
- United States Environmental Protection Agency. (2004). *Method 9045D: Soil and Waste pH*. Recuperado el 2 de marzo del 2018 de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/9045d.pdf>
- Valo, A., Carrère, H., Delgenès, J. (2004). *Thermal, chemical and thermo – chemical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Vol. 79, pp. 1197 – 1203. DOI: 10.1002/jctb.1106
- Wiebush, B., Seyfried, C.F. (1997). *Utilization of sewage sludge ashes in the brick and tile industry*. Water Science and Technology. Vol. 36 (11), pp. 251 – 258. doi: 10.1016/S0273-1223(97)00688-4
- Williford C., Chen WY., Shamas N.K., Wang L.K. (2007) Lime Stabilization. Recuperado el 10 de marzo de 2018 de [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-59259-996-7\\_7](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-59259-996-7_7)
- Wang L.K., Shammas N.K., Hung YT. (eds) Biosolids Treatment Processes. Recuperado el 14 de abril de 2018 <https://www.springer.com/gb/book/9781588293961>
- Wissenschaftlich – Technische Werkstätten GmbH (WTW). (2018). *Manometrische BSB – Messgeräte Manometric. BOD Measuring Devices. OxiTop® IS 6, OxiTop® IS 12, OxiTop® IS 12 – 6*. Recuperado el 10 de marzo del 2018 de <http://www.globalw.com/downloads/WQ/oxitopis.pdf>

- Wong, J.W.C., Li, K., Fang, M., Su, C.D. (2001). *Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong. Environmental International*. Vol. 27 (5), pp. 373 – 380. doi: 10.1016/S0160-4120(01)00088-5
- Zhang, W., Wei, Q., Wu, S., Qi, D., Li, W., Zuo, Z., Dong, R. (2014). *Batch anaerobic co – digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions*. *Applied Energy*. Vol. 128, pp. 175 – 183. doi: 10.1016/j.apenergy.2014.04.071
- Zheng, J., Graff, R.A., Fillos, J., Rinard I. (1998). *Incorporation of rapid thermal conditioning into a wastewater treatment plant*. *Fuel Processing Technology*. Vol. 56(3), pp. 183 – 200. doi: 10.1016/S0378-3820(98)00055-1

## **ANEXOS**

## **Anexos: Procedimientos metodologías**

**Orsat y medición del contenido de CO<sub>2</sub> del biogás (% CO<sub>2</sub>).** El Orsat utilizado consistió de una única cámara de absorción de vidrio ámbar, la cual contenía el reactivo KOH. La cámara estaba conectada por un tubo secundario de caucho de 3 mm de diámetro a un tubo principal (de mismo material y diámetro) cuyos extremos eran (1) un tubo de conexión y (2) una pera. Al tubo principal también se conectó el extremo de una bureta de medición con una camisa de agua, cuyo extremo inferior permitía el ingreso de la solución de sal ácida de una por una manguera proveniente de una botella niveladora. Se colocaron válvulas en el tubo principal después del tubo de conexión (Vi) y antes de la pera (Vf), de igual forma en el tubo secundario antes de la conexión con el tubo principal (VKOH), las cuales fueron estranguladas para impedir el paso del gas.

Primeramente se introdujo una jeringa al puerto de muestreo de gas del Erlenmeyer receptor del digester anaerobio y se desplazó su émbolo múltiples veces para mezclar el biogás. Para purgar el sistema Orsat, se extrajeron 10 mL de muestra de biogás (por el mismo puerto de muestreo), con la válvula final (Vf) cerrada, se los introdujo a la bureta por medio del tubo de conexión del Orsat. A continuación, se cerró la válvula inicial (Vi), se extrajo el gas recientemente añadido por medio de múltiples contracciones de la pera y se cerró Vf.

Para el ajuste de la presión atmosférica / presión de referencia se cerró Vf, se abrió Vi y, bajando la botella niveladora, se ingresó 100 mL de muestra de biogás a la bureta. Nuevamente se cerró Vi. Elevando la botella niveladora, se prosiguió a nivelar el menisco de la solución de sal ácida (ssa) contenida en la misma con el volumen máximo señalado en la bureta. Una vez realizado esto se igualaron los niveles de ssa con la bureta y la botella niveladora y se verificó que la lectura se encuentre en el nivel máximo de la lectura de la bureta. Se registró la lectura como V1.

Para la absorción del CO<sub>2</sub> de las muestras se abrió VKOH, se elevó y bajó la botella niveladora para forzar el movimiento de la muestra de gas a través de la solución de KOH, se llevó la botella niveladora al nivel de referencia, se cerró la

VKOH y se midió la lectura obtenida (la cual representa la diferencia de la lectura máxima de la bureta y el volumen de CO<sub>2</sub> absorbido). El movimiento forzado del gas por el reactivo se lo realizó hasta obtener lecturas de volúmenes constantes. Finalmente, se registró la lectura como V2.

## **Análisis de Alcalinidad**

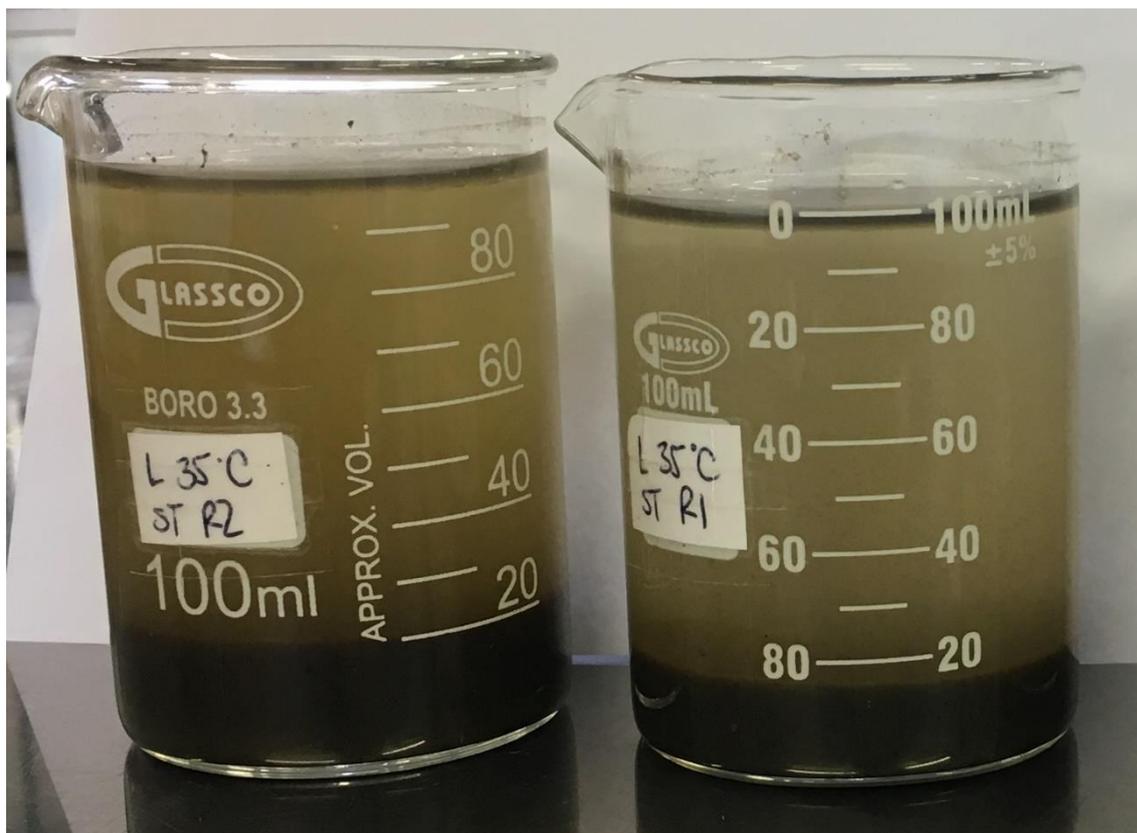
**Obtención de las muestras.** Se recolectó las muestras previamente homogeneizadas en vasos de vidrio de borosilicato y analizadas enseguida, debido a que las muestras de desechos pueden estar sujetas a acción microbiana y pérdida/ganancia de CO<sub>2</sub> u otros gases cuando están expuestos al aire (APHA, 2012, p. 2-35). Se aforó con agua destilada hasta obtener la dilución 1:10.

**Reactivos.** Los reactivos utilizados para la titulación fueron (1) Ácido Clorhídrico (HCl) 0.02N, (2) indicador Bromocresol Verde en solución (comercial), (3) indicador fenolftaleína en solución alcohólica (comercial) (APHA, 2012, p. 2-35).

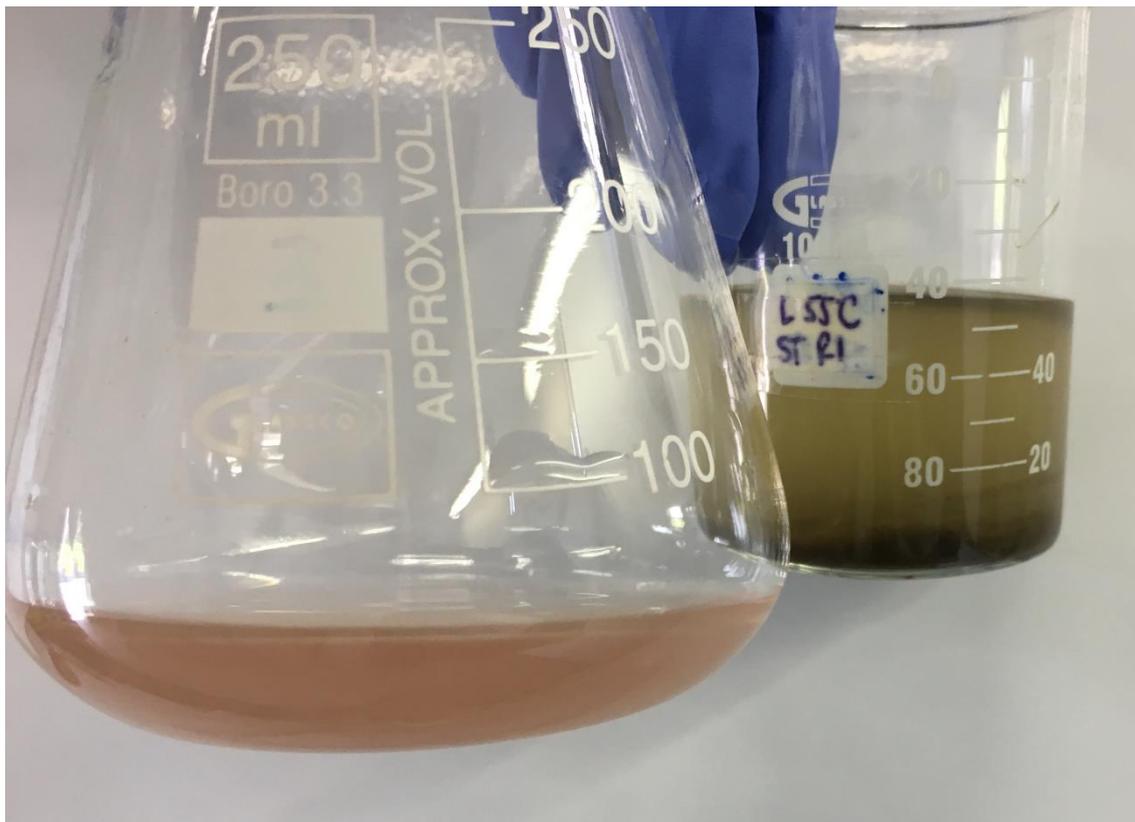
**Procedimiento.** Vasos Erlenmeyer fueron previamente lavados y, para evitar interferencia en la titulación por cloro residual (APHA, 2012, p. 2-33), fueron enjuagados con agua destilada y finalmente secados. A continuación se descargó con una pipeta 25 mL de sobrenadante a un vaso Erlenmeyer, manteniendo la punta de la pipeta cerca del fondo del Erlenmeyer.

Primeramente se agregaron 5 gotas de indicador de fenolftaleína al sobrenadante de las muestras (se aseguró que éstos caigan directamente sobre la muestra y no en las paredes del Erlenmeyer) y se observó si el color de las muestras cambiaba hacia rosado / violeta. En caso de un cambio en color se prosiguió a titular con 0.02 N de ácido clorhídrico (HCl) hasta observar nuevamente un cambio de color de violeta hacia amarillo claro. Se anotó el volumen de ácido utilizado. A continuación se agregó a la muestra 3 gotas del indicador bromocresol verde, obteniendo una pigmentación azul/verde y se continuó con la titulación con HCl. De igual manera, se tituló hasta obtener

nuevamente un cambio de color persistente a amarillo y se registró el volumen de ácido utilizado. En caso de no observarse un cambio de color de las muestras con la fenolftaleína, se continuó directamente con el indicador bromocresol verde y la titulación del mismo. Todas las titulaciones fueron realizadas a temperatura (y con muestras a temperatura) ambiente y sobre una superficie blanca.

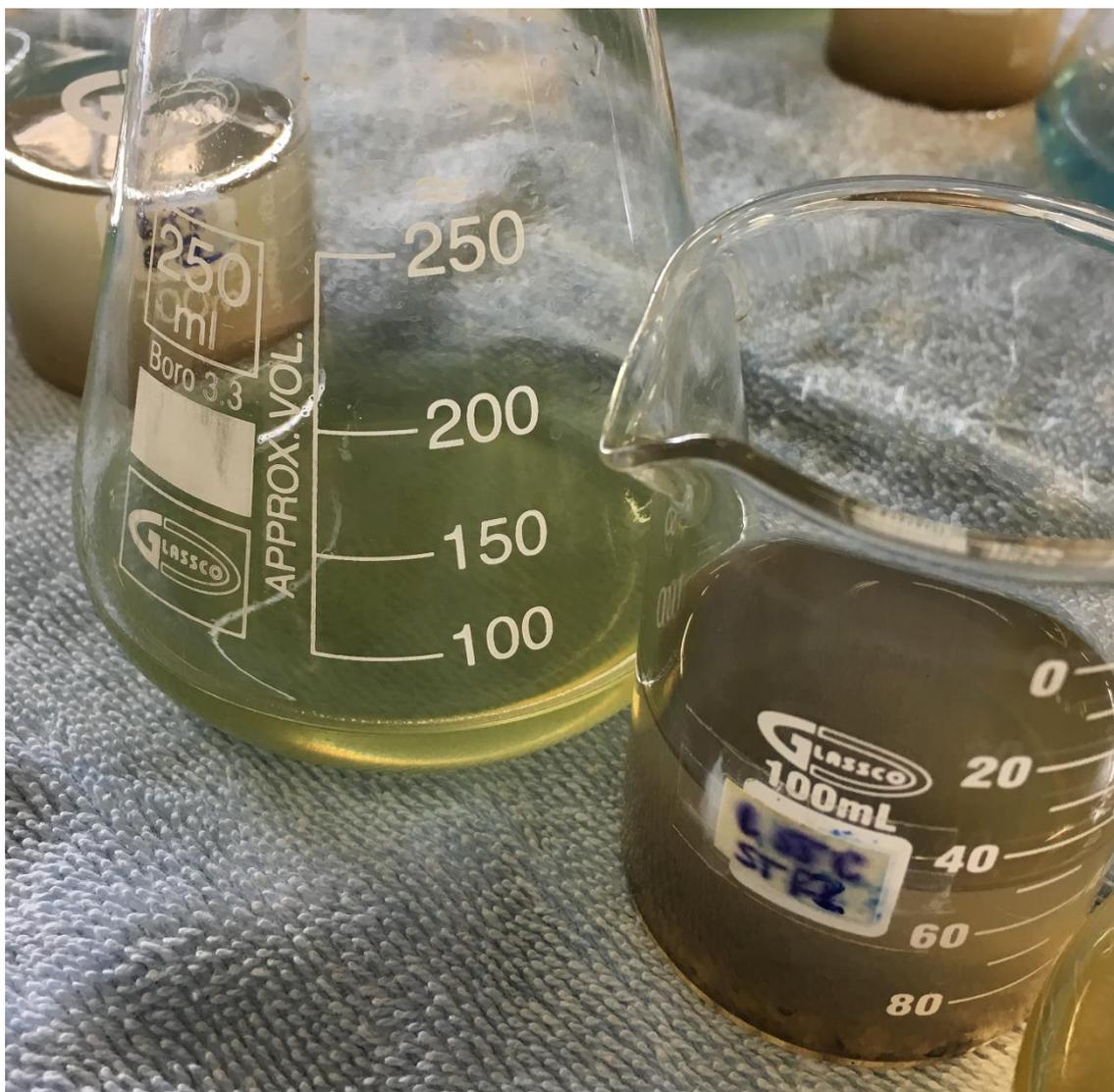


*Figura 14.* Ejemplo de sobrenadante utilizado para las titulaciones de alcalinidad (dilución 1:10)



*Figura 15.* Ejemplo de tinción por fenolftaleína del sobrenadante durante la determinación de alcalinidad.

*Nota.* A la izquierda – sobrenadante con reacción positiva a la fenolftaleína a la derecha – sobrenadante utilizado.



*Figura 16.* Ejemplo de tinción por bromocresol verde del sobrenadante durante la determinación de alcalinidad.

*Nota.* A la izquierda – sobrenadante con reacción positiva al bromocresol verde, a la derecha – sobrenadante utilizado.

**Demanda Química de Oxígeno (DQO).** Durante la caracterización inicial se prepararon diluciones 1:10, 1:50 y 1:100 de las muestras y de las cuales se obtuvo el sobrenadante (fracción soluble, Zhang et al., 2014). También se preparó un blanco con agua destilada. Según las instrucciones del producto para viales de rango HR (0 – 15 000 mg/L), con una micropipeta se introdujo 0.2 mL del sobrenadante dentro del tubo digestor, se cerró el vial y se agitó el contenido previamente a su digestión en un bloque digestor MACHEREY - NAGEL a 148°C por 2 horas. Al cabo de las 2 horas se dejó enfriar el digestor a 60°C o menos y

se prosiguió con su respectiva medición en un espectrofotómetro MACHEREY – NAGEL a 605 nm (test 0281 DQO 15 000).

Debido a que no se registró reacción en el vial (no ocurrió reacción exotérmica al momento de introducir las muestras en el tubo Lovibond) y la lectura del espectrofotómetro para todas las diluciones era menor a su rango de medición (<1g O<sub>2</sub>/L), se prosiguió a aumentar la cantidad de muestra adicionada en los viales. Es decir, se agregó un mayor volumen de muestra en los viales para obtener la reacción con los reactivos del vial y la lectura en el espectrofotómetro. En las instrucciones de los reactivos Lovibond se menciona el agregado de 0.2 mL de muestra a reactivos HR y 2 mL de muestra a demás reactivos, por lo que se utilizó este volumen de muestra igualmente con sobrenadantes de diluciones 1:10, 1:50 y 1:100 y un blanco con agua destilada. Al momento de introducir con una micropipeta el volumen y al mezclar los contenidos dentro del vial se sintió una reacción exotérmica. Las muestras se dejaron en el bloque digestor a 148°C por 2 horas, se dejaron enfriar a 60°C o menos y se prosiguió a realizar la lectura en el espectrofotómetro a 605 nm (test 0281 DQO 15 000). Esta vez se obtuvieron valores para el blanco, y las diluciones 1:50. El resultado de la DQO de las diluciones 1:10 era mayor al rango de medición del espectrofotómetro (> 15 000 mg O<sub>2</sub>/L) y, al contrario, en las diluciones 1:100 el valor medido era menor al rango de medición del equipo (1 < mg O<sub>2</sub>/L). En base a estos resultados se estableció la metodología de análisis de DQO con sobrenadantes de diluciones 1:50 y con 2 mL de muestra.

**Potencial de Hidrógeno (pH).** Siguiendo lo establecido en la metodología 9045D de la USEPA, en un vaso de precipitación se introdujo una varilla de agitación magnética, 20 g de la muestra a analizar y se agregó 20 mL de agua destilada. Se agitó la solución en un agitador magnético a 250 rpm por 5 minutos y finalmente se la dejó reposar por 15 minutos para permitir la sedimentación de los compuestos de la suspensión y obtención de un sobrenadante claro. Se utilizó un potenciómetro BIOECO BT – 675 con electrodo de vidrio previamente calibrado y la temperatura de sus soluciones buffer (pH 4, pH 7 y pH 10) previamente registradas. El electrodo del potenciómetro fue lavado con una solución HANNA Instruments HI 7061 previo a su utilización y enjuagado con

agua destilada entre mediciones. Se insertaron los electrodos a la suspensión (asegurándose que éstos sean introducidos lo suficientemente profundo en el sobrenadante claro para establecer un adecuado contacto eléctrico). En caso de que la temperatura de la solución de pH preparada y las soluciones buffer haya sido mayor a 2°C se realizaría una corrección. Caso contrario se registran y reportan los valores de pH y temperatura obtenidos



*Figura 17.* Ejemplo de sobrenadante utilizado para pH. Nota. A la izquierda sobrenadante mezcla con estiércol de vaca, en el medio – sobrenadante del lodo secundario y a la derecha – sobrenadante de la mezcla con estiércol de cerdo

### **Coliformes Fecales**

**APHA 9221 A: Preparación de muestras.** Para la preparación de muestras sólidas o semisólidas (9221 A.3., p. 9 – 66) se pesó 1g por muestra y se prosigió a diluirla a 10<sup>-1</sup> utilizando en 9 mL de agua peptonada al 0.1% (a temperatura ambiente y previamente autoclavada a 121°C por 12 – 15 minutos) en tubos de dilución (los mismos que cumplían con los criterios establecidos en 9030 B. 13., p. 9 – 28). Para la obtención del índice del NMP con 3 diluciones (APHA, 2012, p. 9 -71) se prepararon 2 diluciones más en series de 10; con una micropipeta se obtuvo 1 mL (1000 uL) de la dilución 10<sup>-1</sup> y se agregó en 9 mL de agua peptonada al 0.1% obteniendo así la dilución 10<sup>-2</sup>. De igual manera, se agregó 1 mL de la dilución 10<sup>-2</sup> en 9 mL de agua peptonada al 0.1% y se obtuvo

finalmente la dilución 10-3. Todas las diluciones fueron agitadas en un Vortex Mixer a alta velocidad por 2 minutos e inoculadas rápidamente para evitar la sedimentación de microorganismos.

**APHA 9221 E: Procedimiento para Coliformes Fecales.** Esta metodología se basa en la habilidad de los coliformes termotolerantes de fermentar lactosa y producir gas a 44.5°C. Sin embargo, no permite el aislamiento directo de coliformes fecales, por lo que se establece la necesidad de transferencia del contenido de tubos positivos de la fase presuntiva (o confirmativa) de la metodología 9221 B. Técnica de Fermentación Estándar de Coliformes Totales (APHA, 2012, pp. 9-66 – 9-67).

### APHA 9221 B.2. Fase Presuntiva

#### Preparación del medio

Se utilizó el caldo Lauryl Triptosa de Difco™ cuya composición se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 35.

#### *Caldo Lauryl Triptosa Difco™*

Compuesto	Cantidad (g)
Triptosa	20
Lactosa	5
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	2.75
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	2.75
NaCl	5
Sulfato lauryl de sodio	0.1

*Nota.* a) Fórmula del caldo deshidratado para la preparación en 1 litro de agua destilada.

b) Se comparó previa a la utilización del medio que esta fórmula concuerde con lo establecido bajo la metodología 9221 B. 2.a. Reactivos y medio de cultivo (APHA, 2012, p. 9 -66).

Para su preparación se diluyó el caldo en agua destilada siguiendo los lineamientos de la Tabla 9, se agitó y calentó su contenido en un agitador magnético (250 rpm para evitar la formación de burbujas). Una vez que el caldo mostró homogeneidad y fue agregado en tubos de ensayo de vidrio (bajo los lineamientos establecidos en 9030 B.17 (APHA, 2012, p. 9 - 28). Se utilizaron 5 tubos de ensayo de 15 mL con 10 mL de cultivo por cada una de las muestras debido a que los índices de NMP con 3 diluciones (Tabla 9221: IV, p. 9 – 71) se basan en resultados positivos y negativos por dilución de una muestra en 5 tubos de ensayo (5 repeticiones). A cada uno de los tubos de ensayo se le agregó un vial invertido (tubo Durham), se los cerró y fueron sometidos a desinfección por autoclave a 121°C por 12 – 15 minutos. Después del proceso de desinfección se comprobó que los tubos Durham estén cubiertos por lo menos  $\frac{1}{2}$  a  $\frac{2}{3}$  después de la esterilización (siempre salieron del autoclave cubiertos en su totalidad). Se dejó un blanco.

Tabla 36.

*Lineamientos para la preparación del caldo Lauryl Triptosa*

Inóculo (mL)	Cantidad de medio en el tubo (mL)	Volumen del medio + inóculo (mL)	Cantidad de Caldo Lauryl Triptosa deshidratado <sup>a</sup> requerido (g/L)
<b>1</b>	<b>10 o más</b>	<b>11 o más</b>	<b>35.6</b>
10	10	20	71.2
10	20	30	53.4
20	10	30	106.8
100	50	150	106.8
100	35	135	137.1
100	20	120	213.6

Adaptado de Standard Methods, 2012.

**Procedimiento.** Con una micropipeta se inoculó 1 mL de cada una de las diluciones por muestra en los 5 tubos correspondientes (5 veces inoculación de 1 mL por dilución por muestra). Las muestras fueron agitadas inmediatamente previo a su inoculación en el medio de cultivo y en los tubos de ensayo previamente identificados). A continuación se incubaron los tubos de ensayo a 35°C.

**Interpretación.** Después de las 24 horas de incubación los tubos de ensayo fueron suavemente agitados y examinados por reacciones positivas; presencia de crecimiento, gas en los viales invertidos y/o tonos de color amarillos (reacción ácida). En caso de no observarse presencia de gas o reacción ácida evidente los tubos fueron reincubados por un periodo adicional de 24 horas y al cabo de las mismas examinados nuevamente por reacción ácida y/o gas. La ausencia de alguna de las reacciones mencionadas constituye un resultado negativo.

Ya que la metodología 9221 E. permite la utilización de resultados positivos de la fase presuntiva (9221 B.2.), los tubos de ensayo positivos no fueron sometidos a la fase confirmativa (9221 B.3.) y continuaron al medio EC (9221 E. 1.).

## **APHA 9221 E. Procedimiento Coliformes Fecales**

### **Preparación del medio**

Se utilizó el medio EC de Difco™ cuya composición se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 37. Medio EC Difco™

Compuesto	Cantidad (g)
Triptosa	20
Lactosa	5
Mezcla de sales biliares o sales biliares No. 3	1.5
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	4
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1.5
NaCl	5

*Nota.* a) Fórmula del caldo deshidratado para la preparación en 1 litro de agua destilada.

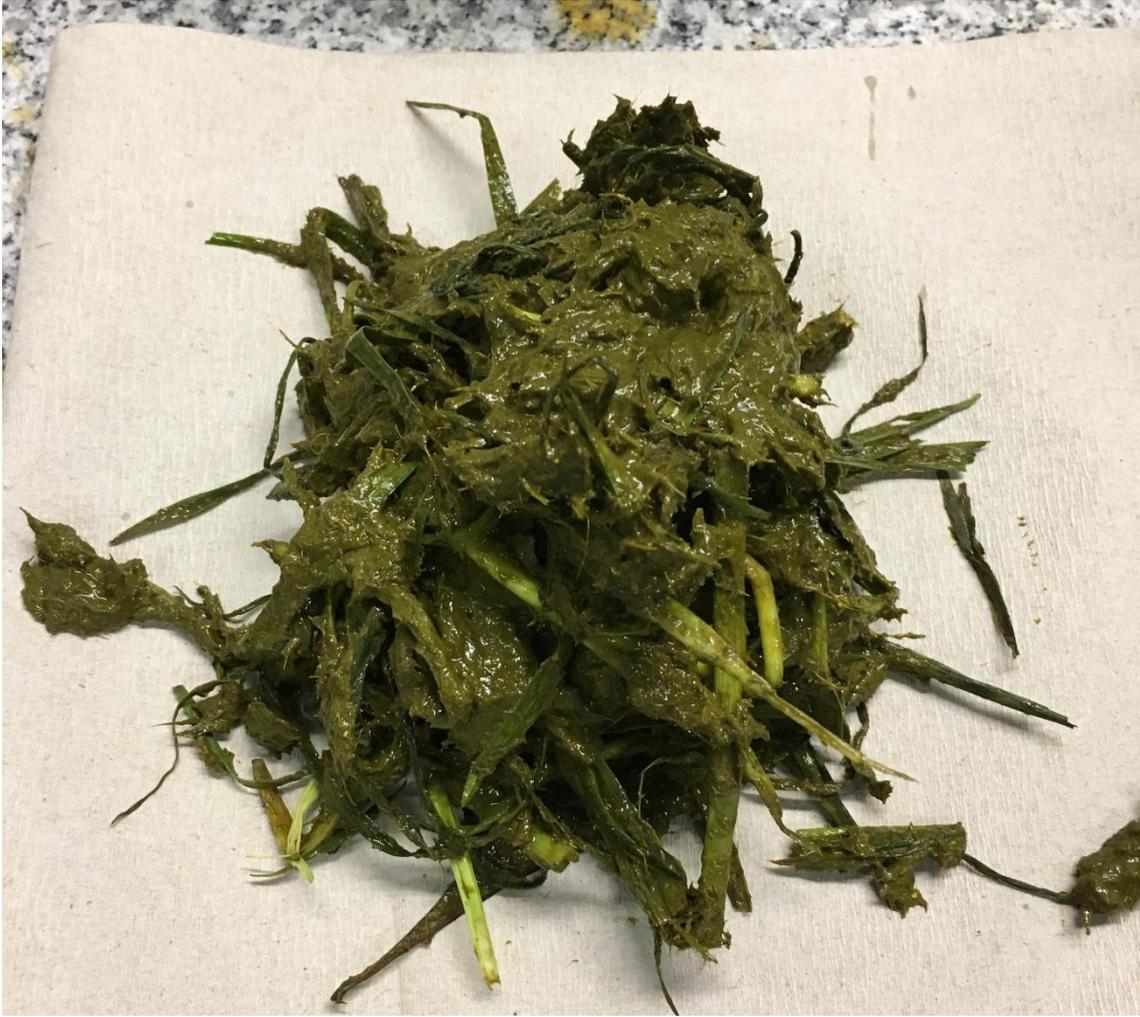
b) Se comparó previa a la utilización del medio que esta fórmula concuerde con lo establecido bajo la metodología 9221 E. 1.a. Medio EC (APHA, 2012, p. 9 - 74).

Para su preparación se diluyó el caldo en agua destilada, se agitó y calentó su contenido en un agitador magnético (250 rpm para evitar la formación de burbujas). Se dispensaron 20 mL de medio EC en 5 tubos de ensayo por cada una de las 3 diluciones de cada muestra (15 tubos con 20 mL de medio EC por muestra). A continuación, a cada uno de los tubos de ensayo se le agregó un vial invertido (tubo Durham), se los cerró y fueron sometidos a desinfección por autoclave a 121°C por 12 – 15 minutos. Después del proceso de desinfección se comprobó que los tubos Durham estén cubiertos por lo menos  $\frac{1}{2}$  a  $\frac{2}{3}$  después de la esterilización (siempre salieron del autoclave cubiertos en su totalidad) y que no haya presencia de burbujas. Se dejó un blanco.

**Interpretación.** La metodología considera un resultado positivo si al cabo de las 24 horas de incubación en Baño María se evidencia presencia de gas en el vial invertido y crecimiento en el tubo de ensayo. Si no es evidente la producción de gas (con poco o nulo crecimiento) el resultado de la prueba debe ser considerado negativo.



*Figura 18.* Elementos no deseados removidos manualmente del estiércol de cerdo



*Figura 19.* Elementos no deseados removidos manualmente del estiércol de vaca



*Figura 20.* Espesamiento físico de los lodos secundarios en la columna de sedimentación



**Figura 21.** Ejemplo de reacción positiva en el medio EC.

*Nota.* a) A la derecha – blanco, a la izquierda – tubo positivo para la presencia de coliformes fecales. b) Se observa la formación de gas (burbuja en el vial invertido), formación de ácido (tono amarillo) y crecimiento (nata blanca al fondo).

