

ESTUDIO DEL EFECTO DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO, LA  
TEMPERATURA Y EL CONTENIDO EN CARGA ORGÁNICA EN EL PROCESO  
DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA  
DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

DIEGO EDISON CRISTANCHO BLANCO

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE CIENCIAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE POSTGRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA  
2005

ESTUDIO DEL EFECTO DEL TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO, LA  
TEMPERATURA Y EL CONTENIDO EN CARGA ORGÁNICA EN EL PROCESO  
DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA  
DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

DIEGO EDISON CRISTANCHO BLANCO

Trabajo de grado para optar al título de magíster en Ingeniería Química

DIRECTOR

EDGAR FERNANDO CASTILLO MONROY

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE CIENCIAS FISCOQUÍMICAS  
ESCUELA DE POSTGRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA  
2005

**Título: Estudio del efecto del tiempo de retención hidráulico, la temperatura y el contenido en carga orgánica en el proceso de digestión anaerobia en dos fases de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos\***  
**Autor: Diego Edinson Cristancho Blanco\*\***

En esta investigación se estudia el efecto del tiempo de retención hidráulico, la temperatura y el contenido en carga orgánica en la biodigestión anaerobia en dos fases de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU).

Inicialmente se escoge el sustrato que se utiliza en el proceso con base en la composición de los residuos sólidos del relleno sanitario de la ciudad de Bucaramanga "El Carrasco", decidiéndose utilizar los residuos de comida. El inóculo utilizado es una mezcla 1:1 de lodos, denominada MIX, provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Bucaramanga y de un biodigestor alimentado con estiércol porcino

Posteriormente se realiza el diseño de tres digestores anaerobios de mezcla completa con capacidad de 30 L, calentamiento, control de temperatura y agitación. El proceso se divide en dos fases, una denominada de licuefacción (hidrólisis y acidogénesis) y otra de metanogénesis. En la fase de licuefacción se evalúan dos temperaturas (35 y 45 °C), tres TRH (21, 12 y 8 días), con un porcentaje de sólidos totales en el sustrato de 18% y 9% en sólidos. En esta fase, se realiza el proceso con un pH de 4.2, por lo tanto se encuentra que la fase de licuefacción realmente actúa como una fermentación alcohólica.

En la fase metanogénica, se evalúan dos temperaturas (35 y 45 °C), y dos TRH (21 y 12 días). En esta fase se obtiene una producción de  $1.4 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{m}^3\text{Reactor}\cdot\text{Día}$ , para el proceso con un TRH de 21 días. Como resultado del comportamiento de la fase de licuefacción, en la fase metanogénica se presenta realmente el proceso en una fase con una incipiente especialización hacia la metanogénesis. Basándose en el comportamiento químico del sistema en dos fases, se deduce una ruta metabólica preferencialmente hidrogenofílica en el sistema de digestión anaerobia.

---

\*Proyecto de grado

\*\*Facultad de Ingenierías Físico-Químicas, Escuela de Ingeniería Química, Edgar Fernando Castillo Monroy

**Title: Study of the effect of the hydraulic time of retention, the temperature and the content in laid-down load in the process of anaerobic digestion in two phases of the organic fraction of the urban solid remainders\***  
**Author: Diego Edinson Cristancho Blanco\*\***

The aim of this research is to study the hydraulic retention time, temperature and organic charge effects on the two phases anaerobic biodigestion of organic municipal solid wastes (OMSW).

At first, in this research it was chose the process feed taking into account the solid wastes composition of the Bucaramanga sanitary landfill "El carrasco". The final choice was the food wastes. Next, it was chose the process seed. The seeds used were the waste water treatment plant of Bucaramanga city seed (-PTAR – Río frío, Girón, Santander) named PTAR, the pig manure biodigester seed (-Mesa de los Santos, Santander) named PIG and a blend 1:1 of PTAR and PIG, named MIX. The best results was obtained with the blend 1:1.

To analyze the two phases system, was made three complete mixed anaerobic digesters of 30 L, with heating, temperature control and agitation systems. The process was splited in two phases, the liquefaction phase (hydrolysis and acidogenesis) and the methanogenic phase. For the liquefaction phase was evaluated two temperatures (35 and 45 °C), three HRT (21, 12 and 18 days), using a total solids percentage on the feed of 18% and 9%. Moreover, for this phase was running the process without pH control, which decreased to 4.2. because of this, the liquefaction phase is an alcoholic fermentation.

For the methanogenic phase was evaluated two temperatures (35 and 45 °C) and two HRT (21 and 12 days), in this phase was obtained a methane production of 1.4 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>Reactor\*Day, for an HRT of 21 days. As a liquefaction phase result, in the methanogenic phase carries out the one phase process with an incipient specialization to methanogenesis. With basis in the chemical behaviour of the two phases system, was elucidated a hydrogenophilic metabolic way for the anaerobic digestion system.

---

\* THESIS WORK

\*\* SCHOOL OF PHYSICO-CHEMICAL ENGINEERING, DEPARTMENT OF CHEMICAL ENGINEERING,  
PROJECT DIRECTOR: EDGAR F. CASTILLO M.

*Agradezco  
A todas las personas que se han encontrado alrededor  
De mi labor académica en estos últimos años, en especial:  
A el profesor Edgar Castillo quien ha hecho de mi el profesional que soy,  
A mi gran amiga Liliana Hernández por su apoyo incondicional en los Momentos más  
importantes, al Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales de la UIS y a  
COLCIENCIAS quienes me otorgaron tanto el Apoyo económico como logístico para  
llevar a cabo esta investigación.*

*Dedicado a mi hijo Juan Diego, mis padres y hermanos, personas quienes han sido mi motivación, fortaleza y apoyo, también a Jacqueline Jaimes gran mujer quien me persuadió de dar este gran paso por medio de su cariño y sensatez con la vida.*

## CONTENIDO

	Pág.
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>1. MARCO TEÓRICO</b>	<b>6</b>
<b>1.1 GENERALIDADES</b>	<b>6</b>
<b>1.1.1 MÉTODOS SOSTENIBLES DE PROTECCIÓN AMBIENTAL Y CONSERVACIÓN DE LA FUENTE (EPRC)</b>	<b>6</b>
<b>1.1.2 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS TRATAMIENTOS ANAEROBIOS</b>	<b>8</b>
<b>1.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA</b>	<b>10</b>
<b>1.3 MICROORGANISMOS QUE PARTICIPAN EN LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA</b>	<b>11</b>
<b>1.4 PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA</b>	<b>15</b>
<b>1.4.1 Hidrólisis de biopolímeros.</b>	<b>16</b>
<b>1.4.2 Acidogénesis.</b>	<b>21</b>
<b>1.4.3 Acetogénesis.</b>	<b>22</b>
<b>1.4.4 Metanogénesis.</b>	<b>23</b>
<b>1.5 RELACIONES ESTEQUIOMÉTRICAS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA</b>	<b>24</b>
<b>1.5.1 Carbohidratos.</b>	<b>26</b>
<b>1.5.2 Lípidos.</b>	<b>26</b>
<b>1.5.3 Proteínas.</b>	<b>28</b>
<b>1.5.4 Ácidos grasos volátiles.</b>	<b>29</b>
<b>1.6 CINÉTICA MICROBIANA</b>	<b>31</b>
<b>1.6.1 Cinética de crecimiento.</b>	<b>31</b>
<b>1.6.2 Mantenimiento.</b>	<b>33</b>

<b>1.6.3 Metabolismo endógeno.</b>	<b>33</b>
<b>1.6.4 Muerte de microorganismos.</b>	<b>34</b>
<b>1.7 MODELOS CINÉTICOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA</b>	<b>34</b>
<b>1.7.1 Modelo de Monod.</b>	<b>34</b>
<b>1.7.2 Modelos alternativos.</b>	<b>35</b>
<b>1.8 MODELOS DE INHIBICIÓN</b>	<b>39</b>
<b>1.8.1 Modelo de inhibición propuesto por Haldane.</b>	<b>39</b>
<b>1.8.2 Modelo de inhibición del tipo no competitivo.</b>	<b>40</b>
<b>1.8.3 Modelo de inhibición de pH.</b>	<b>40</b>
<b>1.9 DIGESTOR ANAEROBIO EN UNA FASE PARA LA FO DE RSU.</b>	<b>41</b>
<b>1.9.1 Condiciones húmedas.</b>	<b>42</b>
<b>1.9.2 Condiciones secas.</b>	<b>44</b>
<b>1.9.3 Sistema de digestión anaerobia en dos fases para la FO de RSU.</b>	<b>46</b>
<b>1.10 ESTADO DEL ARTE</b>	<b>48</b>
<b>1.10.1 Producción del hidrógeno de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipal usando los reactores anaerobios del substrato sólido semicontínuo: influencia de la temperatura.</b>	<b>49</b>
<b>1.10.2 Desempeño de los bioreactores en digestión anaerobia de desechos de fruta y vegetales.</b>	<b>50</b>
<b>1.10.3 Hidrógeno a partir de la fermentación anaerobia de residuos sólidos industriales.</b>	<b>50</b>
<b>1.10.4 Estudio del tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en un reactor anaerobio de dos etapas a partir de residuos modelo.</b>	<b>51</b>
<b>1.10.5 Biogásificación de desechos sólidos por fermentación anaerobia en dos fases.</b>	<b>51</b>
<b>1.10.6 Digestión anaerobia en dos fases de residuos sólidos por un proceso de licuefacción en múltiples reactores.</b>	<b>52</b>
<b>1.10.7 Revisión del estado actual de la tecnología anaerobia de la</b>	<b>52</b>



digestión para el tratamiento de los residuos sólidos municipales.	
1.10.8 Dinámica de la población metanogénica durante la arrancada de un digester anaerobio tratando residuos municipales y biosólidos.	53
1.10.9 Digestión anaerobia de fracciones orgánicas de desechos sólidos municipales y remoción de nutrientes biológicos: una posible integración preliminar de resultados.	53
1.10.10 Modelo matemático de producción de ácidos grasos volátiles (VGA) en un reactor FP para el tratamiento de fracciones orgánicas de residuos sólidos municipales.	53
1.10.11 cinética de tratamientos anaerobios.	54
2. DISEÑO, MONTAJE Y OPERACIÓN DE UN SISTEMA DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES	55
2.1 SELECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO.	55
2.2 SELECCIÓN DEL INÓCULO.	59
2.2.1 Diseño de experimentos.	60
2.3 DISEÑO Y MONTAJE DE UN SISTEMA DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES A ESCALA PILOTO LABORATORIO.	63
2.4 DISEÑO DE EXPERIMENTOS	64
2.5 DISEÑO DEL SISTEMAS EN DOS FASES	67
3. EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES	72
3.1 ARRANQUE	72
3.2 ALIMENTACIÓN	72
3.3 MONITOREO DE LOS REACTORES	73
3.4 ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS DE OPERACIÓN DURANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES	73
3.4.1 Efecto de la temperatura sobre la fase de licuefacción evaluada a un TRH de 21 días.	73
3.4.2 Efecto de la dilución del sustrato y la temperatura sobre la fase de licuefacción evaluada a un TRH de 12 días.	75

<b>3.4.3 Efecto de la temperatura sobre la fase de licuefacción evaluada a un TRH de 8 días.</b>	<b>78</b>
<b>3.4.4 Efecto de la temperatura y el TRH en los reactores metanogénicos.</b>	<b>79</b>
<b>3.4.5 Análisis de los resultados de la cromatografía de gases de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HRGC/MSD).</b>	<b>88</b>
<b>4. COMPARACIÓN DE LOS SISTEMAS DE DIGESTIÓN ANEROBIA DE RSU EN UNA Y DOS FASES</b>	<b>93</b>
<b>4.1 ANÁLISIS DEL EFLUENTE DE LOS SISTEMAS DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIA EN UNA Y DOS FASES</b>	<b>97</b>
<b>5. CONCLUSIONES</b>	<b>99</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>101</b>

## LISTA DE FIGURAS

	pág.
<b>Figura 1.</b> Esquema de los procesos y microorganismos responsables de la conversión compleja de material orgánico a CH <sub>4</sub> y CO <sub>2</sub> en condiciones anaerobias.	13
<b>Figura 2.</b> Rendimiento energético de la degradación de ácido y la producción de metano.	15
<b>Figura 3.</b> Diagrama elemental del proceso anaerobio.	16
<b>Figura 4.</b> Diseño típico de un sistema húmedo en una etapa.	44
<b>Figura 5.</b> Digestores usados en sistemas secos.	45
<b>Figura 6.</b> Diseño húmedo–húmedo en dos fases.	47
<b>Figura 7.</b> Esquema del diseño del reactor.	63
<b>Figura 8.</b> Sistema de reactores en dos fases.	65
<b>Figura 9.</b> Reactor de Licuefacción.	65
<b>Figura 10.</b> Reactor Metanogénico.	66
<b>Figura 11.</b> Sistema de digestión anaerobia en dos fases.	68
<b>Figura 12.</b> Esquema del agitador con sus dimensiones.	70
<b>Figura 13.</b> Esquema del tanque con sus dimensiones.	71
<b>Figura 14.</b> Metodología experimental utilizada para la evaluación del sistema de digestión anaerobia en dos fases.	81

## LISTA DE TABLAS

	pág.
<b>Tabla 1.</b> Eficiencia energética en una reacción anaerobia.	14
<b>Tabla 2.</b> Tasa de depolimerización de biopolímeros (mesofílico).	18
<b>Tabla 3.</b> Constantes hidrolíticas ( $d^{-1}$ ) para la hidrólisis de la celulosa en función de la temperatura y el tiempo de retención de sólidos.	20
<b>Tabla 4.</b> Resumen de los parámetros cinéticos usando la ecuación de primer orden para la hidrólisis de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales.	20
<b>Tabla 5.</b> Valores de la constante de hidrólisis para diferentes proteínas.	21
<b>Tabla 6.</b> Coeficientes de rendimiento para la metanización de residuos sólidos.	30
<b>Tabla 7.</b> Constantes de los modelos cinéticos.	38
<b>Tabla 8.</b> Posibles unidades de proceso, productos y criterios involucrados en una planta de digestión anaerobia para sólidos orgánicos.	42
<b>Tabla 9.</b> Ventajas y desventajas de sistemas de una etapa húmedos.	43
<b>Tabla 10.</b> Ventajas y desventajas de sistemas de una etapa secos.	45
<b>Tabla 11.</b> Ventajas y desventajas de los sistemas de dos etapas.	46
<b>Tabla 12.</b> Diferentes sustratos orgánicos para la producción de hidrógeno.	49
<b>Tabla 13.</b> Composición física de los RSU que ingresan al relleno sanitario “El Carrasco”.	56
<b>Tabla 14.</b> Caracterización fisicoquímica del sustrato después de la reducción de tamaño.	57

<b>Tabla 15.</b> Composición general del sustrato.	58
<b>Tabla 16.</b> Composición del sustrato según su naturaleza biodegradable.	58
<b>Tabla 17.</b> Variables tenidas en cuenta en el diseño de experimentos para la selección del inóculo.	61
<b>Tabla 18.</b> Diseño de experimentos para la selección del inóculo.	61
<b>Tabla 19.</b> Variables que se registran para los bioreactores a escala laboratorio.	62
<b>Tabla 20.</b> Diseño de experimentos para la fase de licuefacción.	64
<b>Tabla 21.</b> Diseño de experimentos para la fase metanogénica.	66
<b>Tabla 22.</b> Variables monitoreadas durante la operación de la digestión anaerobia en dos fases.	67
<b>Tabla 23.</b> Características de los reactores anaerobios.	68
<b>Tabla 24.</b> DQO de los efluentes líquidos en los reactores de dos fases.	77
<b>Tabla 25.</b> Relación de AGVs producido por Kg. de sustrato húmedo alimentado.	79
<b>Tabla 26.</b> Nutrientes en el efluente metanogénico (TRH=21 Días).	88
<b>Tabla 27.</b> Cromatografía reactores en dos fases (TRH 12 Días).	90
<b>Tabla 28.</b> Característica nutricionales de los efluentes de la digestión anaerobia en una y dos fases.	98

## LISTA DE GRAFICAS

	pag.
<b>Gráfica 1.</b> AGVs en los reactores R1 Y R2 para un TRH de 21 Días.	74
<b>Gráfica 2.</b> pH en R1 y R2 con un TRH de 21 Días, 18% ST.	74
<b>Gráfica 3.</b> AGVs para R2 con sustrato de 9% y 18% en ST.	76
<b>Gráfico 4.</b> Producción de AGV en R1 y R2 con 9% ST en el sustrato.	77
<b>Gráfica 5.</b> AGVs en R1 y R2 con un TRH de 8 Días, 18% ST.	79
<b>Gráfica 6.</b> Porcentaje de metano en el biogás producido en RM1 con un TRH de 21 Días.	80
<b>Gráfico 7.</b> pH en el reactor RM1 con un TRH de 21 Días.	82
<b>Gráfica 8.</b> Porcentaje de metano en el biogás producido en RM1 con un TRH de 12 Días.	83
<b>Gráfico 9.</b> Producción de metano en RM1 con un sustrato con un contenido de DQO de 71381 mg./L O <sub>2</sub> .	84
<b>Gráfica 10.</b> Porcentaje de metano en el biogás producido en RM2 con un TRH de 21 Días.	86
<b>Gráfica 11.</b> pH en RM2 con un TRH de 21 Días.	87

## INTRODUCCIÓN

La producción de Residuos Sólidos (RS) es una actividad inevitable en la sociedad. Actualmente en el mundo se están generando 1600 millones de ton/año de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) de los cuales, el 43% son generados en Asia y Oceanía, el 28% en Norte-América y La Unión Europea (Valdez-Vazquez *et-al*, 2004). En Latino América la producción de residuos sólidos asciende a 118 millones ton/año y específicamente en Colombia se presenta una generación per cápita de RSU de 0.74 kg/día (Acurio *et-al*, 1997). Estas cifras son funciones directas del incremento en la actividad productiva, la explosión demográfica y la calidad de vida en cada región, por lo tanto, ha de esperarse su incremento con el desarrollo social y el paso del tiempo. En Colombia y el mundo, actualmente no se posee una política aceptable en el manejo de los RSU. El manejo inadecuado de los RSU en Colombia se refleja de acuerdo con cifras entregadas por la Comisión Reguladora de Agua Potable y Saneamiento Básico en que el 43% de las 1.065 cabeceras municipales no tiene servicio de aseo y el 34% tiene algún tipo de organización de empresa municipal de aseo. En el resto de los casos, el servicio lo ejecuta directamente el municipio, para lo cual, no se cuenta, en general, ni con un presupuesto independiente, ni con un equipamiento adecuado (Acurio *et-al*, 1997). Conforme a esta misma fuente de información, no más del 32% de los residuos recolectados en el país son dispuestos sanitariamente, por lo tanto, la búsqueda de opciones que permitan el manejo integral de estos subproductos de la actividad humana es una tarea inmediata que se debe abordar desde el punto de vista político e investigativo.

Existen muchas opciones tecnológicas para el manejo de los RS (Waste Options Modelling Technical Report For The London Plan, 2004) que permiten su evacuación y además buscan diversos beneficios tanto de índole ambiental, como económico y social. La pirólisis, el compostaje aerobio, la gasificación, el reciclaje, la incineración, el relleno sanitario y la digestión anaerobia en baja y alta concentración de sólidos; son tecnologías que se presentan hoy en día como alternativas para la gestión de los RS (Zevenhoven R *et-al*, 2000) (Kimberly A *et-al*, 2003). Cada una de ellas posee sus ventajas y desventajas como solución única en el tratamiento de los RS, por lo tanto, una opción general para el tratamiento de los RS es el desarrollo de cada una de estas tecnologías y su actividad conjunta como solución integral al problema de la evacuación de los RS.

En Latino América y especialmente en Colombia la composición de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) presenta un porcentaje entre el 50-60% de Fracción Orgánica (FO) (Acurio *et-al*, 1997). Específicamente en la ciudad de Bucaramanga el contenido de la FO de los RSU es del 62.9% además con un porcentaje de humedad en ésta del 80% (Cogán, A. M. y Rodríguez, 2000), estas características hacen a la FO de los RSU locales apropiada para el desarrollo de procesos biológicos en su evacuación. Dentro de los procesos de conversión biológica la digestión anaerobia es una opción válida pues, aparte de generar energía a través de la fijación del carbono como metano, permite la producción de un biosólido con buenas características para ser utilizado como acondicionador de suelos (Bonmatf y Flotats, 2003).

El proceso de digestión anaerobia en una fase ha demostrado tener buenos resultados al remover la totalidad del carbono fácilmente biodegradable para un sustrato procedente de la FO de los RSU (Castillo y col, 2003). A pesar de esto, el tiempo de retención hidráulico (TRH) de los sistemas anaerobios se ha logrado establecer hasta valores de 18 días que sigue siendo desde el punto de vista operacional a gran escala una tecnología robusta. Por lo tanto la búsqueda de



modificaciones del proceso anaerobio para encontrar menores TRH es una labor investigativa necesaria, pues un incremento en el porcentaje de fijación de carbono como metano y un TRH bajo convertiría a la digestión anaerobia en una excelente opción para el tratamiento de la FO de los RSU e indiscutiblemente para la generación de energía (Mata-Alvarez, 2003).

Durante el proceso de digestión anaerobia en una fase, las etapas microbiológicas de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis establecen un equilibrio simbiótico que genera el comportamiento global del sistema y por lo tanto una determinada conversión de carbono orgánico a metano (Pavlostatis y Giraldo Gomez, 1991). La modificación de este equilibrio a través de la alteración de las fases, por medio de su separación, genera la posibilidad de establecer condiciones operacionales que optimicen cada una de ellas y busquen el mejoramiento del proceso global (Mata-Alvarez *et-al*, 2003; Raynal *et-al*, 1998), tanto desde el punto de vista de la disminución del TRH como de la conversión del carbono orgánico, la generación de metano y la producción de un biosólido estable.

El proceso de digestión anaerobia en dos fases para la FO de los RSU consta de una fase hidrolítica-acidogénica y acetogénica-metanogénica. En la primera fase se hidrolizan los compuestos poliméricos presentes en el sustrato orgánico. Las características del sustrato (composición, empaquetamiento de los polímeros, tamaño de partícula) generan una resistencia fisicoquímica que impide la hidrólisis directa por parte de las exo-enzimas generadas por los microorganismos acidogénicos (Bayer *et-al*, 1998), de aquí que en el proceso global de digestión anaerobia para la FO de los RSU la hidrólisis es la etapa limitante. La segunda fase metanogénica es una fase especializada microbiológicamente debido a la presión selectiva del sustrato proveniente de la fase acidogénica. Las bajas tasas de crecimiento de las metanógenas se contrarrestan con la alta densidad de

microorganismos presentes en el sistema siempre y cuando la fase acidogénica presente un buen desempeño.

En la fase hidrolítica-acidogénica se obtiene la degradación de la FO de los RSU hasta ácidos orgánicos, alcoholes, aminoácidos, carbohidratos (Pavlostatis y Giraldo, 1991). Por lo tanto el estudio de esta fase permite establecer una fuente de materia prima para una gran diversidad de procesos fermentativos y post-fermentativos como lo son la producción de etanol y metano entre otros. Actualmente se considera a nivel internacional que una forma de valorizar la FO de los RSU, es conseguir la producción de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) a partir de ellos (Raynal *et-al*, 1998). Esta fuente de carbono puede ser utilizada en plantas de tratamientos de aguas residuales para producción de metano, para mejorar los procesos de desnitrificación o desfosfatación. El principal problema de la evaluación de la fase acidogénica en la FO de los RSU es la heterogeneidad de este sustrato. Esto ha llevado a los investigadores a realizar estudios para sustratos específicos, es decir, un sustrato representativo de las grasas, otro de los carbohidratos y de las proteínas, evitándose evaluar el impacto real del sustrato (Miranda *et-al*, 2002). En la actualidad poco se ha estudiado sobre el efecto global del manejo en dos fases para el tratamiento de la FO de los RSU, utilizando un sustrato real y evaluando la dinámica del sistema en dos fases en su conjunto, por lo tanto, se hace necesario el estudio de los sistemas de digestión anaerobio para la FO de los RSU en dos fases que permita incrementar el conocimiento operacional y las respuesta de las fases microbiológicas para la futura implementación de esta tecnología y dé cabida a una alternativa más eficiente y sostenible para el tratamiento de la FO de los RSU.

El presente trabajo se encuentra dividido en cuatro capítulos. El primero contiene todos los aspectos relevantes en el estudio de la digestión anaerobia en una y dos fases de la FO de los RSU y el estado actual del arte en este tema. El segundo presenta el diseño, montaje y operación del sistema de reacción en dos fases, en el

se describen los principales aspectos relacionados con la construcción del reactor y el diseño experimental utilizado durante esta investigación. En el tercer capítulo se analizan los resultados obtenidos de la operación del sistema en dos fases y en el último capítulo se realiza una comparación del desempeño del sistema de digestión anaerobia en dos fases con un sistema de digestión anaerobia en una fase estudiado con anterioridad en el Centro de estudios e Investigaciones Ambientales de la Universidad industrial de Santander.

## **1. MARCO TEÓRICO**

### **1.1 GENERALIDADES**

En todo el mundo la sociedad produce gran variedad de residuos, estos en la mayoría de los casos son considerados como desechos por lo que se pierden su potencial valor agregado como material de recicló ó materia prima de diferentes procesos. La cantidad de estos desechos depende de factores como la cultura, el clima, la región, etc., siendo el más influyente el desarrollo tecnológico.

En la actualidad la búsqueda de soluciones sostenibles, para la gestión integral de residuos, desde el punto de vista técnico, económico y ambiental ha hecho necesario el desarrollo de diversas alternativas que presente características de sostenibilidad. Una de estas alternativas es la biotecnología, un área de investigación que ha presentado muchas soluciones para la gestión de residuos y que busca utilizar los procesos orgánicos con el fin de subsanar en muchos casos los errores de convivencia del hombre con su entorno y mejorara su calidad de vida.

#### **1.1.1 Métodos sostenibles de protección ambiental y conservación de la fuente (eprc)<sup>1</sup>.**

Como ya se ha dicho existe una inmensa necesidad de desarrollar, implementar y aplicar los métodos sostenibles de protección medio ambiental y conservación de las fuentes naturales. Estos métodos se deben enfocar en la prevención de producción de desechos en regiones autosuficientes y en la integración de las políticas de conservación del medio ambiente y la producción de alimentos,

---

<sup>1</sup> LETTINGA G., Hulshoff Pol L.W. and Zeeman G.. Biological wastewater treatment. Part I Anaerobic wastewater treatment

consecuentemente con actividades de agricultura. Para ello se deben cumplir ciertas condiciones que satisfagan la implementación de sistemas apropiados.

- La fuerte contaminación de RS debe mantenerse a altos niveles, previniendo que se disperse y se pierda.
- Siempre y cuando sea posible, los tratamientos se deben localizar donde se producen los residuos, para evitar sobrecostos en transporte y previendo ampliaciones futuras.
- Reutilizar los productos de los sistemas de tratamiento cuando sea viable.

Los métodos y técnicas convenientes para el tratamiento y recuperación de los desechos puede ser clasificado en métodos físico-mecánicos (floación, centrifugación, filtración, secado); métodos físico-químicos (absorción, intercambio ionico, incineración, gasificación, adsorción) y métodos biológicos (degradación anaerobia, sistemas aerobios). El concepto de (EPRC) requiere la combinación de varias categorías de procesos para lograr todos los objetivos de manera óptima. Las opciones en las fases del proceso dependen de las características de los desechos y de factores locales. En general las condiciones que se han encontrado para sistemas EPRC son:

- Bajos costos de inversión y diseños claros de instalación con tiempos de vida largos.
- Bajos costos de operación y mantenimiento, fácil operación.
- Aplicable a pequeña y grande escala.
- Bajos requerimientos energéticos.
- Pequeños espacios de instalación para disminuir los costos del terreno.
- Alta flexibilidad y baja sensibilidad.
- Alta eficiencia y procesos estables (sistemas robustos, preferencialmente independiente de cualquier sistema de infraestructura, como suministro eléctricos).
- No afectar el medio ambiente.

Aunque normalmente se necesita combinar varios tipos de procesos, normalmente los procesos biológicos constituyen el centro del proceso, debido a que ellos reúnen varias de las condiciones y pueden ser usados para eliminar varios contaminantes. Aparte de la eliminación de contaminantes algunos procesos biológicos representan la herramienta para producir artículos atractivos. Una importante desventaja que concierne a los sistemas biológicos es la alta susceptibilidad a las sustancias tóxicas, aunque existe gran diferencia entre varios organismos y muchos se pueden adaptar. No obstante los procesos biológicos requieren monitoreo y control, aún en ausencia de componentes tóxicos.

Los métodos mecánicos y físico-químicos son aplicaciones complementarias a los sistemas biológicos, principalmente sirven para:

- Crear condiciones favorables para la aplicación óptima de los procesos biológicos.
- Recuperar y refinar potencialmente los productos finales de los procesos biológicos.
- Producción de efluentes específicos para re-usarlos de manera conjunta.

### **1.1.2 Ventajas y desventajas de los tratamientos anaerobios<sup>1</sup>.**

En muchos países se han empezado a aplicar los tratamientos anaerobios a los desechos industriales. Como cualquier método nuevo, los cuales tienen competencia con los ya establecidos, el proceso anaerobio es un concepto que aun no es aceptado por los grupos que han instituido los tratamientos aerobios.

Comparando los métodos convencionales aerobios con los tratamientos anaerobios se observa que son mayores las ventajas que las desventajas. El avance que lo hace más atractivo es la remoción y la reutilización de contaminantes orgánicos. Estas son las ventajas:

- Los tratamientos anaerobios generalmente consumen poca energía. Si en algún punto se requiere energía para elevar la temperatura ésta puede ser obtenida desde los efluentes por intercambio calorífico.
- La degradación anaerobia es un sistema productor de energía debido a sus componentes orgánicos producen CH<sub>4</sub>.
- Los lodos producidos por los tratamientos anaerobios son más bajos que los que deja los métodos aerobios. Recientemente se ha encontrado que el crecimiento de la masa anaerobia puede ser reducida al mezclarse con desechos que contengan fósforo. Las características de los lodos anaerobios son superiores a la de los lodos aerobios.
- Los sistemas anaerobios modernos pueden manejar grandes cantidades de carga.
- Un avance muy importante en los procesos anaerobios es el futuro de los lodos anaerobios, que pueden ser usados para preservar periodos de tiempo prolongado sin alimentación. Se está viendo la posibilidad de utilizar estos lodos como material iniciador en nuevas instalaciones anaerobias y/o en el arranque de instalaciones ya existentes.
- Los costos de inversión son relativamente bajos. Aunque el lapso de vida de los reactores anaerobios son relativamente más grandes que los aerobios, se usan materiales de construcción apropiados y se presta especial atención al mantenimiento.
- El espacio utilizado es relativamente más bajo que el usado por sistemas convencionales.

Las desventajas encontradas en los tratamientos anaerobios son:

- Alta sensibilidad de las bacterias metanogénicas a un gran número de componentes químicos. Sin embargo en ocasiones se puede hacer una medición de tal forma que el componente se presente como toxico/inhibitorio.

- En el arranque las instalaciones no se evalúan debido a la baja eficiencia en el crecimiento de las bacterias.
- Durante el tratamiento se pueden presentar malos olores por la formación de H<sub>2</sub>S que en parte va al biogás y otra parte se escapa a la atmósfera.

## 1.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La Digestión Anaerobia (DA) es un proceso biológico natural en el que una comunidad entrelazada de bacterias cooperan para formar una fermentación estable, autorregulada, que convierte materia orgánica residual en una mezcla de metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (Scenna y col. 1999)<sup>2</sup>. Los residuos se pueden presentar bajo la forma de sólidos suspendidos, mientras que otros lo hacen en solución. A pesar de las variadas formas en que se puede presentar el residuo crudo es posible abordar esta problemática, bajo ciertas hipótesis, en forma general: un sustrato con una composición representativa parametrizada según su naturaleza u origen, que se degrada según todas las etapas del proceso de digestión anaerobia (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis, metanogénesis). Uno de los parámetros más importantes de los procesos biotecnológicos es la concentración de biomasa y/o producto, la cual se busca se alta. Estos procesos son afectados por variables que tienen influencia directa en el metabolismo de las células, como son la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto, el potencial redox y el dióxido de carbono disuelto. Por lo tanto, un modelo de reactor que involucre el proceso de DA debe considerar:

- Aspecto biológico.
- Fenómenos de transferencia entre fases presentes en el sistema.
- Equilibrio iónico de las especies.
- Y la geometría del sistema, por último.

---

<sup>2</sup> SCENNA N.J. y col. Modelado, simulación y optimización de procesos químicos. Capítulo XVIII



### 1.3 MICROORGANISMOS QUE PARTICIPAN EN LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA

La degradación anaeróbica del material orgánico se lleva a cabo por una población mixta de microorganismos. En el proceso de degradación de la glucosa están involucrados cuatro grupos de bacterias, a saber:

- Bacterias *formadoras de ácidos* o *acidogénicas*, de crecimiento muy rápido (tiempo de duplicación mínimo de 30 minutos) que utilizan la glucosa para producir una mezcla de ácido acético, propiónico y butírico. La reacción preferida por estas bacterias es la que conduce a ácido acético. Las otras reacciones son las respuestas de las bacterias a la acumulación de hidrógeno durante las perturbaciones de carga al sistema.
- Las bacterias *acetogénicas* convierten ácido propiónico y butírico en ácido acético. Tienen crecimiento relativamente lento (tiempo de duplicación mínimo de 1.5 a 4 días -Lawrence y McCarty, 1969). Las reacciones que producen son energéticamente difíciles y se interrumpen fácilmente por acumulación de gas hidrógeno disuelto en el medio (McInerney, 1971; Heyes y Hall, 1981).
- Dentro de las bacterias *metanogénicas*, las denominadas *acetoclásticas* convierten ácido acético en dióxido de carbono y metano. Se desarrollan muy lentamente (tiempo de duplicación mínimo de 2-3 días) e influyen apreciablemente en el pH del sistema por eliminación de ácido acético y formación de dióxido de carbono. Son responsables de la mayoría del metano producido. Las bacterias *metanogénicas que utilizan hidrógeno* son el "basurero" del hidrógeno. Se desarrollan rápidamente (tiempo de duplicación mínimo de 6 horas). Controlan el potencial redox del proceso.

Las trazas de hidrógeno que quedan en el medio regulan la velocidad total de producción de ácidos por las bacterias acidogénicas, y la composición de la

mezcla formada. El hidrógeno también controla la velocidad a la cual los ácidos propiónico y butírico son convertidos a ácido acético; en definitiva, regulan la formación de ácidos volátiles. La concentración de ácido orgánico es un indicador clave del funcionamiento del sistema. Los ácidos orgánicos clave son la serie de ácidos grasos de cadena corta que varían en longitud de cadena desde el ácido fórmico con un carbono por mol hasta el ácido octanóico de ocho carbonos por mol. Estos ácidos han sido denominados *ácidos volátiles*, debido a que en su forma no ionizada pueden destilar con agua en ebullición.

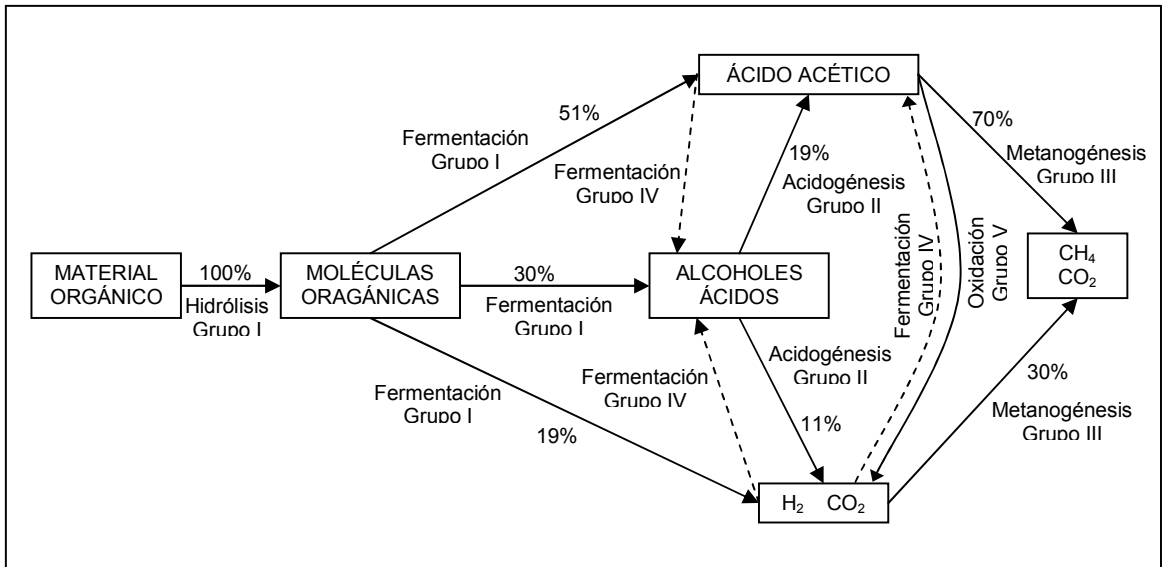
En la figura 1 se muestra un esquema con los porcentajes relativos de materia orgánica convertida a CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> por diferentes procesos, e indica los diferentes grupos de bacterias que intervienen en la digestión anaerobia, según las etapas del proceso DA de residuos sólidos. Las bacterias del *grupo I* son las que convierten la materia orgánica a cadenas cortas de ácidos grasos (ácido acético especialmente) por medio de hidrólisis con enzimas extracelulares de productos hidrolizados (T.G. Poulsen, 2003). También se produce en la fermentación alcoholes, CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>. Las cadenas cortas de ácidos grasos son oxidadas por el hidrógeno, por medio de las bacterias del *grupo II* (acidogénicas) formando H<sub>2</sub>, ácido fórmico, ácido acético y CO<sub>2</sub>. El producto final de la fermentación y las bacterias acidogénicas es convertido a CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> por las bacterias del *grupo III*.

Las bacterias del grupo IV y V se activan en el proceso de conversión. Las bacterias del *grupo IV* (homoacetógenas) son las que fermentan un gran rango de componentes produciendo ácido acético; mientras que el *grupo V* de bacterias (ácido acético oxidante) oxidan el ácido acético a H<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> si el H<sub>2</sub> es removido al mismo tiempo por otros procesos. Las homoacetogénas pueden revertir su acción y producir otro tipo de ácidos grasos si la concentración de acetato, hidrógeno o etanol es alta (T.G. Poulsen<sup>3</sup>, 2003).

---

<sup>3</sup> POULSEN T. G., Solid Waste Management. Chapter 5

**Figura 1.** Esquema de los procesos y microorganismos responsables de la conversión compleja de material orgánico a CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub> en condiciones anaerobias



\*Tomado de T. G. Poulsen, Solid Waste Management.

Bajo condiciones normales la mayoría de la materia hidrolizada será convertida por organismos del grupo I a materiales utilizables en la producción de metano, si el proceso se desestabiliza y el hidrógeno no es consumido rápidamente la cantidad de alcoholes y otros tipos de ácidos grasos se incrementan. En la tabla 1 se observa el rendimiento energético de una reacción anaerobia que involucra la conversión de RS a CH<sub>4</sub> y CO<sub>2</sub>.

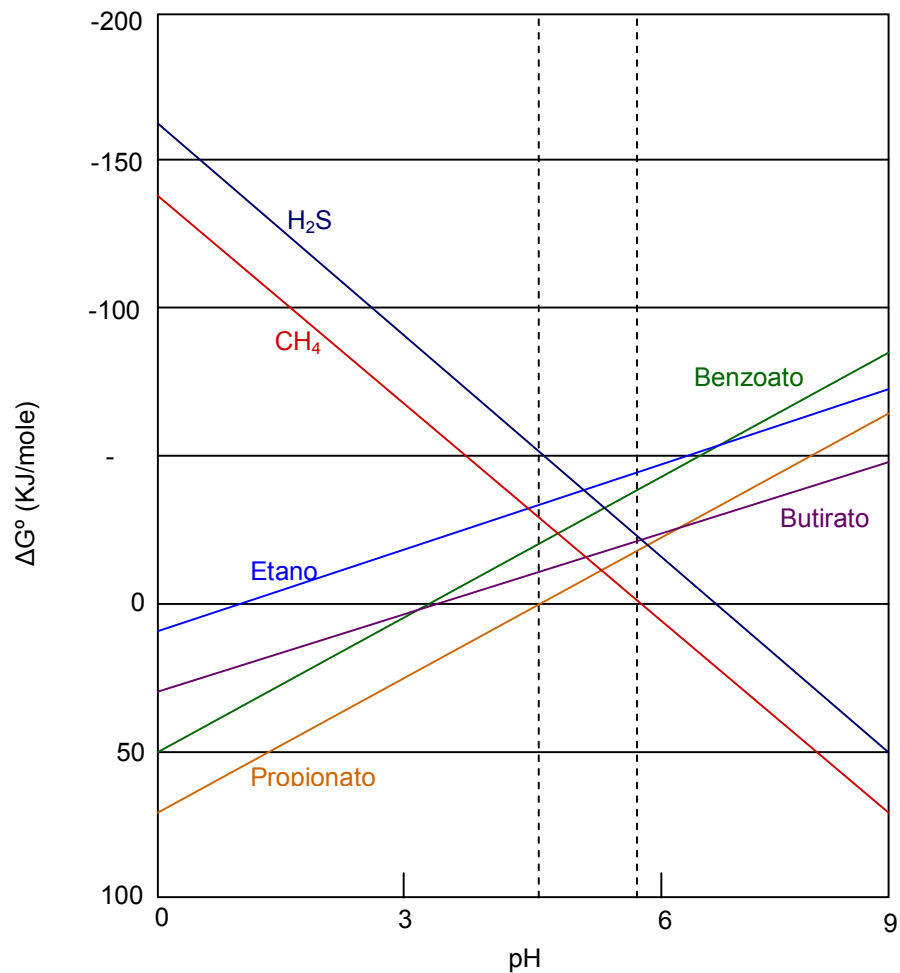
En la figura 2 se ilustra la conveniencia de tener pequeños intervalos en la concentración de oxígeno disuelto para el buen desempeño de las bacterias pertenecientes a los grupos II y III.

**Tabla 1.** Eficiencia energética en una reacción anaerobia.

REACCIÓN	$\Delta G^\circ$ (KJ/mole)
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+9.6
$\text{CH}_3\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2 + \text{HCO}_3^-$	+76.1
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+48.1
$\text{C}_7\text{H}_5\text{O}_2 + 7\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 3\text{CH}_3\text{COO}^- + 3\text{H}^+ + 3\text{H}_2 + \text{HCO}_3^-$	+53
$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \longrightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-103.4
$4\text{HCOO}^- + 4\text{H}^+ \longrightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-119.5
$4\text{CO} + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2$	-185.5
$4\text{CH}_3\text{OH} \longrightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-103
$4\text{CH}_3\text{NH}_3^+ + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_4^+$	-74
$2(\text{CH}_3)_2\text{NH}_2^+ + 2\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{NH}_4^+$	-74
$4(\text{CH}_3)_2\text{NH}_2^+ + 6\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 9\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 4\text{NH}_4^+$	-74
$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ \longrightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-32.5

\*Tomado de T. G. Poulsen, Solid Waste Management.

**Figura 2.** Rendimiento energético de la degradación de ácido y la producción de metano.



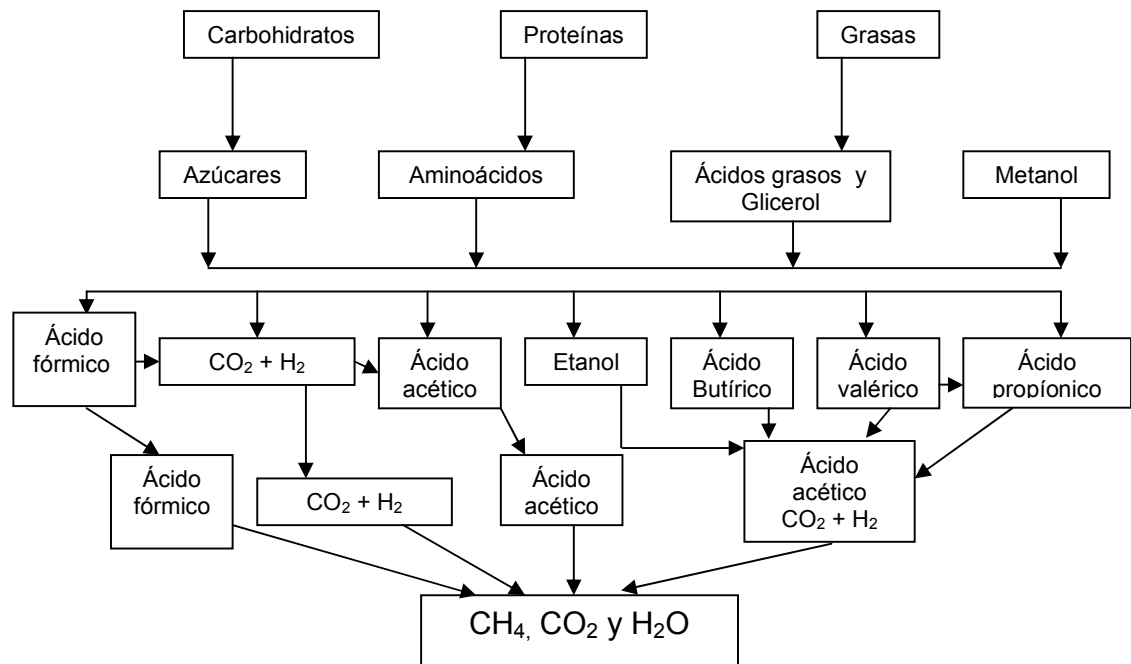
\*Tomado de T.H. Christense, Affaldsteknologi (in Danish). Teknisk Forlag Copenhagen, 1998

#### 1.4 PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

La DA como se explicó anteriormente ha sido descrita por varios autores, los cuales han definido diversas rutas para este proceso, sin embargo estas rutas generalmente tienen cuatro etapas establecidas. En la figura 3 se muestra el esquema del proceso DA, donde cabe acotar que el esquema no deja de ser un

modelo que pretende representar aproximadamente los mecanismos reales de la degradación anaeróbica.

**Figura 3.** Diagrama elemental del proceso anaerobio.



\*Tomado de Jairo Alberto Romero Rojas. Tratamiento de aguas Residuales. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería.

#### 1.4.1 Hidrólisis de biopolímeros.

La hidrólisis es la primera etapa de la digestión anaerobia, también llamada depolimerización<sup>4</sup>. Esta etapa incluye dos procesos, la solubilización del material particulado insoluble y la descomposición biológica de polímeros orgánicos a monómeros o dímeros, los cuales pasan a través de la membrana celular. La hidrólisis de polímeros orgánicos es usualmente llevada a cabo por enzimas

<sup>4</sup> PALMISANO, A. y Barlaz, M. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes. (En línea) <http://www.agen.ufl.edu/~chyn/download/Mexico/Admswrev.doc> (2003, Diciembre).

extracelulares llamadas hidrolasas excretadas por las bacterias fermentativas. La etapa hidrolítica puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, sobre todo tratando residuos con alto contenido en sólidos. Incluso en casos donde la fase acidogénica o metanogénica son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar el conjunto del proceso.

La solubilización no es un proceso enzimático sino fisicoquímico, además esta etapa depende de muchos otros factores como el tamaño de partícula, el pH, la producción de enzimas, la difusión y absorción de enzimas a partículas, lo cual deja ver la complejidad de esta etapa.

La hidrólisis es descrita por el modelo cinético de primer orden y por el de Contois<sup>5</sup> pero se ha observado que ésta tiende a seguir la cinética de primer orden por lo que se puede afirmar que la hidrólisis es relativamente independiente de la concentración de microorganismos, incluso a concentraciones muy bajas de estos. Esta independencia puede ocurrir debido a que enzimas extracelulares, no las bacterias, llevan a cabo las reacciones de hidrólisis.

Cualquier sustrato se compone de los tres tipos básicos de macromoléculas: carbohidratos, lípidos y proteínas<sup>6</sup>. La hidrólisis de cada tipo de compuesto se realiza por diferentes grupos enzimáticos. En la tabla 2 se muestran algunos valores de la tasa de depolimerización reportados por Palmisano<sup>7</sup>.

---

<sup>5</sup> RITTMANN, McCarty. Biotecnología del medio ambiente.

<sup>6</sup> PAVLOSTATHIS, S.G y Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. Water Science and Technology 24: 35-59.

<sup>7</sup> PALMISANO, A. y Barlaz, M. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes. (En línea) <http://www.agen.ufl.edu/~chyn/download/Mexico/Admswrev.doc> (2003, Diciembre).

**Tabla 2.** Tasa de depolimerización de biopolímeros (mesofílico).

Biopolímero	Tasa de depolimerización (días <sup>-1</sup> )
	0.4 – 0.6 (ésteres de AGV)
Lípidos	0.12 – 1.7 (grasas) 0.08 (lípidos)
Proteínas	0.02 – 0.03
Celulosa	0.04 – 0.13
Hemicelulosa	0.54

\*Tomado de Palmisano 2003

- **Carbohidratos.**

Los principales componentes de este grupo son la lignina, la hemicelulosa y la celulosa, la cual ha sido objeto de varios estudios. La lignina es un material altamente refractario a la degradación anaerobia, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, hemicelulosa y de otros polímeros, convirtiéndose su degradación en el proceso limitante de la velocidad de hidrólisis y por tanto de la degradación anaerobia de determinados sustratos. La depolimerización de la lignina produce componentes aromáticos homocíclicos y las bacterias anaerobias son capaces de utilizar estos compuestos aromáticos en varios procesos de aprovechamiento energético (fotosíntesis anoxigénica, desnitrificación, reducción de sulfato) entre ellos fermentación y metanogénesis como lo cita Elder and Kelly<sup>8</sup> (1994), Schink et al<sup>9</sup> (1992) y Evans and Fuchs<sup>10</sup> (1988). Dentro de los sistemas de bacterias anaerobias para degradar celulosa la

<sup>8</sup>ELDER, D.J.E. and D.J. Kelly. The bacterial degradation of benzoic acid and benzoid compounds under anaerobic conditions. Microbiol. Rev.

<sup>9</sup>SCHINK, B., A. Brune and S. Schnell. Anaerobic degradation of aromatic compounds, Microbial Degradation of Natural Products, p. 219-242

<sup>10</sup>EVANS, W.C. and G. Fuchs. Anaerobic degradation of aromatic compounds. Ann. Rev. Microbiol. 42, 289-317



*Clostridium thermocellum* ha sido la más estudiada (Ljungdahl<sup>11</sup> et al. 1983; Lamed and Bayer<sup>12</sup> 1988; Wu and Demain<sup>13</sup> 1988), aunque existe una gran variedad como son *Bacteriodes succinogenes*, *Clostridium lochhadii*, *Clostridium cellobioporus*, *Ruminococcus flavefaciens*, *Ruminococcus albus*, *Butyrivibrio fibrisolvens*, *Clostridium stercorarium* y *Micromonospora bispora* (Tsao<sup>14</sup> 1984, Gilkes et al<sup>15</sup>. 1991; Linden and Shiang<sup>16</sup> 1991). La hidrólisis de la celulosa ocurre después de que la enzima ha adsorbido la celulosa. *C. thermocellum* produce compuestos de bajo peso molecular insolubles en agua, sustancias de afinidad amarilla las cuales promueven que se liguén enzimas celulósicas a celulosa (Ljungdahl et al. 1983). Los agregados celulósicos (Eriksson<sup>17</sup> et al 1990) ayudan ligando la célula a los sólidos y luego hidrolizando la celulosa. La síntesis de celulosa es inducida por derivados solubles de celulosa o carbohidratos de bajo peso molecular como la celobiosa, lactosa y soforosa. La síntesis enzimática es representada por la presencia de glucosa o azúcares metabolizables. Por otra parte la hemicelulosa es un hetero-polímero que se presenta de forma lineal o ramificada (Eriksson et al 1990). Este compuesto es más fácil de degradar que la celulosa por los microorganismos anaerobios; incluso la depolimerización de la hemicelulosa es un proceso fácil, la complejidad del sistema de enzimas hemicelulosícas radica en que las enzimas celulósicas como las hemicelulosícas están compuestas de una mayor variedad de monómeros (Tsao 1984). La hemicelulosa finalmente hidroliza a pentosas y hexosas.

---

<sup>11</sup>LJUNGDAHL, L.G. and K-E Eriksson, Ecology of microbial cellulose degradation. Adv. Microbiol. Ecol., Vol. 8. p. 237-299

<sup>12</sup> LAMED, R. and E.A. Bayer. The cellulosome of *Clostridium thermocellum*. Adv. Appl. Microbiol., 33:1 1-46

<sup>13</sup>WU, J.H.D. and A.L. Demain. Proteins of the *Clostridium thermocellum* cellulose complex responsible for degradation of crystalline cellulose. Biochemistry and Genetic of Cellulose Degradation. FEMS Symposium 43. p. 118-131

<sup>14</sup>TSAO, G.T. Pre-Posttreatment. Anaerobic Digestion of Biomass. P. 91-108

<sup>15</sup> Gilkes, N.R., D.G. Kilburn, R.C. Millar Jr. and R.A.J. Warren. Bacterial Celluloses. Bioresource Technology 36:21-35

<sup>16</sup>LINDEN, J.C. and M. Shiang. Bacterial Cellulases: regulation of synthesis. Enzymes in Biomass Conversion, ACS Symposium Series 460. p. 331-348

<sup>17</sup>ERIKSSON, K-E; Blanchette R.A. and P. Ander. Microbial and Enzymatic Degradation of Wood and Wood Components.

En las tablas 3 y 4 se presentan algunos datos reportados en la literatura de las constantes hidrolíticas tomando en cuenta el modelo cinético de primer orden.

**Tabla 3.** Constantes hidrolíticas ( $d^{-1}$ ) para la hidrólisis de la celulosa en función de la temperatura y el tiempo de retención de sólidos.

TEMPERATURA (°C)	TIEMPO DE RETENCIÓN DE SÓLIDOS ( $d^{-1}$ )				
	5	10	15	30	60
35	1.95	1.21	0.62	0.38	0.21
25	0.29	0.27	0.27	0.34	0.16
20	0.09	0.14	0.13	0.14	0.10
15	-	0.05	0.03	0.10	0.08

\*Tomado de Gavala 2003

**Tabla 4.** Resumen de los parámetros cinéticos usando la ecuación de primer orden para la hidrólisis de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales.

PARÁMETRO	VALOR
k ( $día^{-1}$ )	0.37 (mesofílico)
	0.79 - 1.6 (termofílico)
	0.33 (mesofílico)
	0.50 - 0.63 (termofílico)
Y (Kg. bacteria/Kg. sustrato)	0.05

\*Tomado de Palmisano 2003

- **Proteínas.**

En la digestión anaerobia las proteínas sirven como fuente de carbono y energía para el crecimiento bacteriano y adicionalmente el amoníaco que se desprende en la hidrólisis de proteínas sirve como la principal fuente de nitrógeno para el

crecimiento de la biomasa. La hidrólisis de proteínas es realizada por enzimas extracelulares (proteasas) en polipéptidos, aminoácidos, amoníaco y dióxido de carbono y es más lenta que la hidrólisis de carbohidratos. Algunos valores cinéticos (primer orden) de las principales proteínas son mostrados en la tabla 5.

**Tabla 5.** Valores de la constante de hidrólisis para diferentes proteínas.

Sustrato	$K_h$ ( $d^{-1}$ )
Caseína	0.35
Gelatina	0.60
P. de maíz	0.04

\*Tomado Gavala 2003

- **Lípidos.**

La degradación de lípidos en ambientes anaerobios consiste en una ruptura inicial de las grasas por un grupo de enzimas hidrolíticas (lipasas) en los correspondientes ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol o galactasa. Una molécula de fosfolípidos produce un equivalente de ácido fosfórico, uno de glicerol y dos de ácidos grasos.

#### **1.4.2 Acidogénesis.**

La acidogénesis es la etapa en donde la materia orgánica disuelta es biodegradada a ácidos grasos volátiles (ácido acético, propiónico, butírico), hidrógeno, dióxido de carbono y alcoholes por una población bacterial heterogénea. La especie dominante es la bacteria acidogénica aunque se han reportado pequeñas poblaciones de protozoos, y fungí. Estas bacterias son consideradas de crecimiento rápido, tiempo de duplicación mínimo de 30

minutos<sup>18</sup> y la reacción preferida por estas bacterias es la que conduce a ácido acético; las otras reacciones son las respuestas de las bacterias a la acumulación de hidrógeno durante las perturbaciones de carga al sistema produciendo también ácido propiónico, ácido butírico y etanol

Datos publicados por Pavlostathis<sup>19</sup> (1991) indican que la fermentación de aminoácidos productos de la hidrólisis de proteínas es muy rápida, así la etapa limitante de la degradación anaerobia de proteínas es la hidrólisis.

### **1.4.3 Acetogénesis.**

En general existen dos mecanismos diferentes de acetogénesis; la acetogénesis de hidrogenación que produce ácido acético como un solo producto final de la fermentación de hexosa o de CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>, y la acetogénesis de deshidrogenación que es la que normalmente reportan los investigadores. Esta convierte los ácidos grasos de cadena corta y de cadena larga a ácido acético por un grupo de bacterias acetogénicas. El grupo bacteriano de esta etapa tiene un crecimiento relativamente lento, tiempo de duplicación mínimo de 1.5 a 4 días<sup>20</sup>. Las reacciones que producen son muy complejas energéticamente y se interrumpen fácilmente por acumulación de gas hidrógeno disuelto en el medio. La etapa acidogénica es normalmente representada por el modelo cinético de Monod.

---

<sup>18</sup> MUSSATI, M, Aguirre P y Scenna N (1998). Modelado, Simulación y Optimización de Procesos Químicos. Capítulo XVIII, 697.

<sup>19</sup> PAVLOSTATHIS, S.G y Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. Water Science and Technology 24: 35-59.

<sup>20</sup> MUSSATI, M, Aguirre P y Scenna N (1998). Modelado, Simulación y Optimización de Procesos Químicos. Capítulo XVIII, 698.

#### 1.4.4 Metanogénesis.

Existen dos grupos de bacterias metanogénicas, las denominadas acetoclásticas y las que utilizan el hidrógeno (hidrogenofílicas). Las bacterias acetoclásticas convierten el ácido acético en dióxido de carbono y metano, estas se desarrollan muy lentamente con un tiempo de duplicación mínimo de 2-3 días e influyen apreciablemente en el pH del sistema por eliminación de ácido acético y formación de dióxido de carbono, además son responsables de la mayoría del metano producido.

Las bacterias metanogénicas que utilizan hidrógeno (hidrogenofílicas) se desarrollan rápidamente con un tiempo de duplicación mínimo de 6 horas, estas actúan convirtiendo el hidrógeno y el dióxido de carbono a metano. Estas controlan el potencial redox del proceso, las trazas de hidrógeno que quedan en el medio regulan la velocidad total de producción de ácidos por las bacterias acidogénicas, y la composición de la mezcla formada. El hidrógeno también controla la velocidad a la cual los ácidos propiónico y butírico son convertidos a ácido acético; en definitiva, regulan la formación de ácidos volátiles.

Las bacterias metanogénicas son extremadamente sensibles a la temperatura, la carga y las fluctuaciones del pH, estas son inhibidas por un gran número de compuestos como el amoníaco. En general las bacterias metanogénicas incluyen *metanobacterium*, *metanobacillus*, *metanococcus* y *metanosarcina* (N.J. Themelis<sup>21</sup> 2002).

---

<sup>21</sup>THEMELIS, N.J. Anaerobic digestion of biodegradable organic in municipal solid waste.

## 1.5 RELACIONES ESTEQUIOMÉTRICAS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La estequiometría básica ha sido estudiada por varios autores, entre los cuales pueden citarse a Wolfe (1979) y Smith (1980)<sup>22</sup>, quienes se basaron en la fórmula empírica para la biomasa ( $C_5H_7O_2N$ ) determinada por Loehr (1974)<sup>23</sup>; esta es una de las primeras fórmulas empíricas que se utilizaron en el equilibrio de las reacciones biológicas, por que representa los nutrientes básicos para el crecimiento de la biomasa. Sin embargo, la proporción relativa de elementos presentes realmente en la célula depende de las características de los microorganismos, de los sustratos empleados para obtener energía y de la disponibilidad de otros nutrientes precisos para el crecimiento microbiano.

Los factores inherentes que afectan la estequiometría de las reacciones microbianas son:

- Estas reacciones suponen la oxidación y reducción de más de una especie.
- Los microorganismos cumplen dos funciones, son catalizadores de la reacción y productos de la reacción.
- Los microorganismos llevan a cabo muchas reacciones a fin de capturar parte de la energía liberada en la síntesis de las células y para mantener la actividad celular.

Por otra parte, Hill y Barth (1974)<sup>23</sup> realizaron análisis en residuos de cerdos para determinar su composición química empírica, obteniendo la fórmula  $C_6H_{13}NO_5$ .

Análisis similares efectuados en suero de lechería, carne y residuos de aves permitieron concluir que solamente cambian las relaciones nitrógeno/oxígeno, ya

---

<sup>22</sup> MUSSATI, M, Aguirre P y Scenna N (1998). Modeling of real biological reactors for the treatment of complex substrates. Dynamic simulation. Computers Chem. Engng. 22: S723-S726.

<sup>23</sup> MUSSATI, M, Aguirre P y Scenna N (1998). Modelado, Simulación y Optimización de Procesos Químicos. Capítulo XVIII.

que las relaciones carbono/hidrógeno son similares. Esto sugiere la posibilidad de representar la composición de cualquier material orgánico a degradar mediante una fórmula general paramétrica. Estos parámetros pueden obtenerse fácilmente de análisis de laboratorio y son de vital importancia para el cálculo de los coeficientes de rendimiento.

Además P. Weiland<sup>24</sup> (1993) menciona que grandes cantidades de desechos sólidos orgánicos (FORS) son generados durante los procesos agroindustriales y en general sus residuos son de menor estructura y contienen más del 80% en agua. Una posible alternativa para la estabilización de estos residuos puede ser la degradación metanogénica anaerobia, la cual tiene la ventaja adicional de la formación de biogás. Para los diferentes residuos agroindustriales se encuentra que aproximadamente el 50-70% de la materia orgánica puede ser degradada con tiempos de retención de 10-20 días logrando una producción de biogás entre 300-500 m<sup>3</sup> por tonelada de material orgánico seco. Por otra parte M. Beccari<sup>25</sup> et al. (1993) encuentran que la fracción orgánica de residuos sólidos (FORS) representa una reserva potencial de alimento para ser tratada a través de biorefinería, sin embargo la viabilidad del proceso depende de los altos porcentajes de celulosa y hemicelulosa presente en el alimento (hasta 50% en base seca), lo que puede ser un sustrato considerable para los microorganismos durante la fermentación acidogénica.

La estequiometría definida para el modelo fue basada en la obtenida experimentalmente por Angelidaki<sup>26</sup> y Hill, se describe a continuación para todos los compuestos involucrados en el proceso modelado.

---

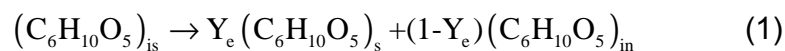
<sup>24</sup>WEILAND, P. One and two step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues, Wat. Sci. Tech. Vol 27 N° 2 pp 145-151

<sup>25</sup>BECCARI M., Longo G., Majone M. Modeling of pretreatment and acidogenic fermentation of the organic fraction of municipal solid wastes, Wat. Sci. Tech. Vol. 27 N° 2, pag. 193-200

<sup>26</sup> ANGELIDAKI, I, Ellegaard, L y Ahring, B. (1993). A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. Biotechnology and Bioengineering 42: 159-166.

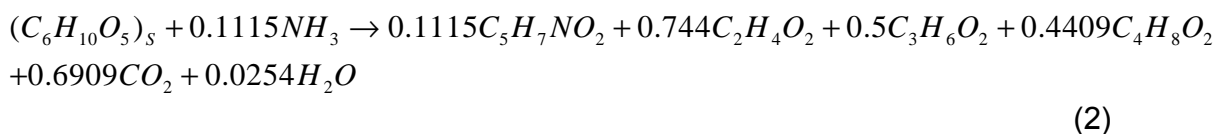
### 1.5.1 Carbohidratos.

En el modelo se encuentran como carbohidratos soluble representado por  $(C_6H_{10}O_5)_s$ , insolubles por  $(C_6H_{10}O_5)_{is}$  e inerte por  $(C_6H_{10}O_5)_{in}$ . Los carbohidratos insolubles son hidrolizados enzimáticamente a carbohidratos solubles



Donde,  $Y_e$  es el coeficiente enzimático.

Los carbohidratos solubles son degradados a AGV por la siguiente ecuación propuesta por Hill:



### 1.5.2 Lípidos.

El glicerol trioleato (GTO,  $C_{57}H_{104}O_6$ ) es usado como un modelo de lípido, el oleato ( $C_{18}H_{34}O_2$ ) es el tipo de LCFA más abundante en muchos aceites vegetales. El GTO es convertido a glicerol y oleato por las bacterias acidogénicas del glicerol<sup>27</sup>, más adelante el glicerol es degradado a ácido propiónico<sup>28</sup> (Schauder y Schink, 1989), el cual no es incluido en el modelo cinético por que se asumió que esta reacción tiene lugar instantáneamente como parte integral de la hidrólisis del GTO. El oleato formado como un componente intermedio es degradado por las bacterias acetogénicas de LCFA a acetato e Hidrógeno. La estequiometría de la

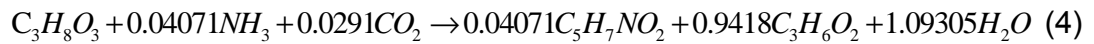
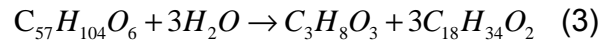
---

<sup>27</sup> HANAOKI K, Matsuo T, Nagase M. 1981. Mechanisms of inhibition caused by long chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnol Bioeng* 23:1591–1610.

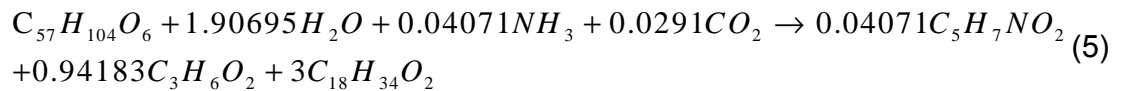
<sup>28</sup> SCHAUDER R, Schink B. 1989. *Anaerovibrio glycerini* sp. nov., an anaerobic bacterium fermenting glycerol to propionate, cell matter, and hydrogen. *Arch Microbiol* 152:473–478.



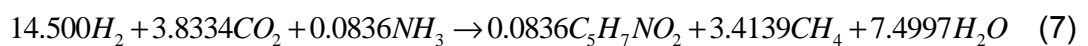
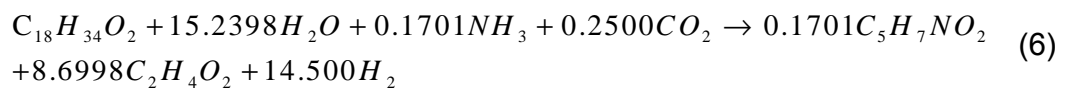
degradación del GTO es obtenida combinando la lipólisis del GTO a oleato y glicerol (Ec. 3) y la degradación del glicerol a biomasa y ácido propiónico (Ec. 4):



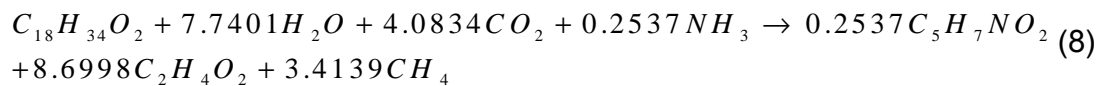
que da como resultado la siguiente reacción global de la degradación del GTO:



La acetogénesis de LCFA es obtenida combinando el oleato obtenido de la degradación del GTO con la utilización del Hidrógeno como se muestra a continuación:

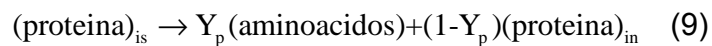


que da como resultado la reacción global de la degradación del oleato:



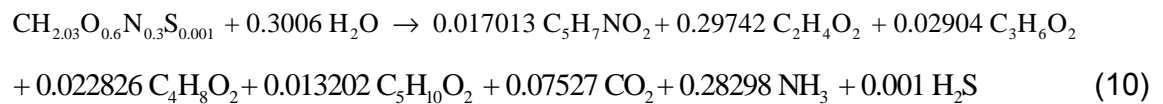
### 1.5.3 Proteínas.

La gelatina ( $\text{CH}_{2.03}\text{O}_{0.6}\text{N}_{0.3}\text{S}_{0.001}$ ) es usada como modelo de las proteínas, esta es una mezcla heterogénea de proteínas derivada del colágeno que se obtiene a partir de pieles y huesos. La gelatina contiene una composición promedio de aminoácidos, los cuales son representativos para muchas proteínas animales. La gelatina es definida en el modelo como proteína insoluble e inerte. Las proteínas son primero hidrolizadas a aminoácidos



donde  $Y_p$  es el coeficiente enzimático de las proteínas.

Los aminoácidos son degradados a AGV por las bacterias acidogénicas de aminoácidos



Los principales ácidos que se forma de la degradación de la gelatina son el acético, propiónico, butírico y valérico<sup>29</sup>. Las relaciones estequiométricas durante la degradación de la gelatina fueron determinadas experimentalmente por Angelidaki (1999). Las tasas iniciales de formación de los AGV fueron determinadas y sus relaciones relativas fueron usadas para definir los coeficientes estequiométricos.

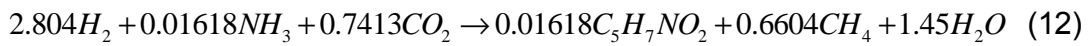
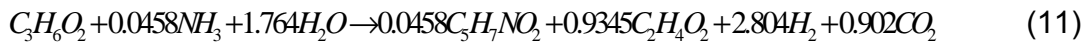
---

<sup>29</sup>BREURE AM, Mooijman KA, van Andel JG. 1986. Protein degradation in anaerobic digestion: Influence of volatile fatty acids and carbohydrates on hydrolysis and acidogenic fermentation of gelatin. *Appl Microbiol Biotechnol* 24:426–431.

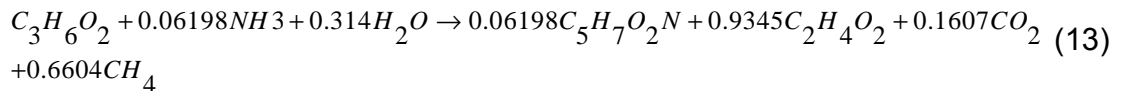
#### 1.5.4 Ácidos grasos volátiles.

Angelidaki<sup>30</sup> argumenta que la utilización de hidrógeno es comparativamente más rápida respecto a la oxidación del ácido propiónico, ácido butírico y ácido valérico; por esta razón se combina la etapa acetogénica propiónica, butírica y valérica con la metanogénesis a partir de hidrógeno. La suma de estas reacciones conduce a la producción de metano a partir de ácido propiónico, butírico y valérico. La suma de estas dos reacciones hace que se pierda información de la dinámica del fenómeno, pero dada la gran diferencia entre ambas velocidades dicha situación no es limitativa en la práctica.

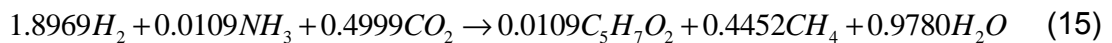
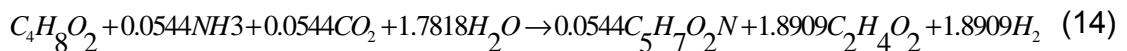
##### *Acetogénesis propiónica*



Resultando la siguiente reacción global:



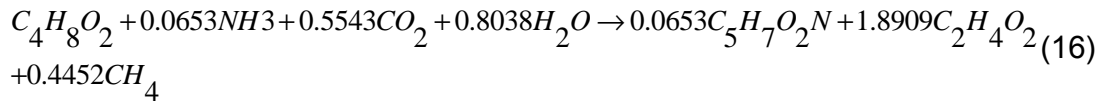
##### *Acetogénesis butírica*



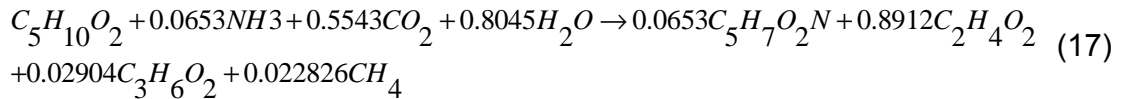
---

<sup>30</sup>ANGELIDAKI, I, Ellegaard, L y Ahring, B. 1993. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and Bioengineering* 42: 159-166.

Resultando la degradación global del ácido butírico

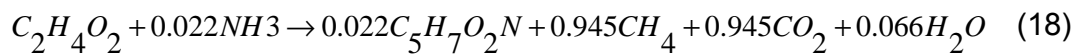


*Acetogénesis valérica*



*Metanogénesis*

El ácido acético es degradado a metano y dióxido de carbono por las bacterias acetilclásticas



Los coeficientes de rendimiento derivados de la estequiometría se muestran en la tabla 6.

**Tabla 6.** Coeficientes de rendimiento para la metanización de residuos sólidos.

Metabolismo	Carbo-hidrato <sub>is</sub>	Carbo-hidrato <sub>in</sub>	Carbo hidrato	Lípido	LCFA	Prote <sub>is</sub>	Prote <sub>in</sub>	Amino ácido
Enzimático glucosa	-1	0.5	0.5					
Enzimático proteína						-1	0.2	0.8
Degrad. glucosa			-12.86					
Degradación aminoácido								- 14.49 3
Degradación GTO				- 192.1 6	183.9			
Degradación oleato					-9.837			
Degradación propionato								

---

<b>Metabolismo</b>	<b>NH4-N</b>	<b>Acetato</b>	<b>Propia</b>	<b>Butirato</b>	<b>Valerato</b>	<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>S</b>
Degrad. butirato								
Degrad. valerato								
Degrad. acetato								
Enzimático glucosa								
Enzimático proteína								
Degradación glucosa	-0.124	3.543	2.937	3.079			2.413	
Degradación aminoácido	2.061	9.282	1.178	1.045	0.705		1.723	0.018
Degradación GTO	-0.124		15.15 1				-0.278	
Degradación oleato	-0.124	18.20 8				1.905	-6.267	
Degradación propionato	-0.124	8.006	-10.57			1.509	1.01	
Degradación butirato	-0.124	15.36 6		-11.92		0.965	-3.303	
Degradación valerato	-0.124	7.247	10.02 9		-13.82	0.966	-3.305	
Degradación acetato	-0.124	- 24.13 5				6.082	16.72 6	

---

Fuente: Angelidaki 1999.

## 1.6 CINÉTICA MICROBIANA

La cinética microbiana juega un papel importante en la degradación de la materia orgánica ya que por medio de simples expresiones describe la actividad de los microorganismos tales como el crecimiento, el mantenimiento, el metabolismo endógeno y la muerte.

### 1.6.1 Cinética de crecimiento.

El crecimiento celular generalmente involucra la respiración y conversión de sustrato a productos, lo cual libera energía en forma de adenosin 5-trifosfato

(ATP). La energía liberada de las reacciones catabólicas es utilizada para la síntesis de nuevas células y para el mantenimiento celular (anabolismo).

*Catabolismo:*

sustrato → Producto Microbiano + Energía

*Anabolismo:*

sustrato + Energía → Microorganismos

*Metabolismo:*

sustrato → Producto Microbiano + Microorganismos

En general el metabolismo de los microorganismos es asociado con la producción de ATP. La relación de la masa de ATP producida por la masa de sustrato consumida es definida como el coeficiente de rendimiento de ATP, de acuerdo con esto, el coeficiente de rendimiento de biomasa y el coeficiente de rendimiento de producto se expresan como<sup>31</sup>:

*Coeficiente de rendimiento de biomasa:*

$$Y_{X/S} = \frac{\Delta X}{\Delta S}$$

*Coeficiente de rendimiento de producto:*

$$Y_{P/S} = \frac{\Delta P}{\Delta S}$$

donde:

X = Concentración de biomasa ( $M_x L^{-3}$ )

S = Concentración de sustrato ( $M_s L^{-3}$ )

P = Concentración de producto ( $M_p L^{-3}$ )

---

<sup>31</sup> GAVALA, H y Angelidaki I (2003). Kinetics and modeling of aerobic digestion process. *Advances Biochemical Engineering/Biotechnology* 81: 58 – 93.

El crecimiento bacterial es frecuentemente descrito por una serie de expresiones matemáticas de acuerdo con:

$$r_x = \mu(S, pH, T, S_{n1}, S_{n2}, \dots, S_{ni}) * X$$

donde:

$r_x$  = Velocidad crecimiento de biomasa ( $M_x L^{-3} T^{-1}$ )

$\mu$  = Velocidad específica de crecimiento debida a síntesis ( $T^{-1}$ )

$S_{in}$  = Concentración del inhibidor ( $M_i L^{-3}$ )

### 1.6.2 Mantenimiento.

Los microorganismos requieren energía para mantener las estructuras existentes y para los procesos tales como movilidad, regulación osmótica y pérdida de calor. El mantenimiento representa, cuantitativamente, la masa de sustrato oxidada por unidad de masa celular y por unidad de tiempo, que suministra la energía necesaria.

El mantenimiento disminuye el rendimiento total de células a partir del sustrato, se expresa:

$$r_m = k_m * X$$

donde :

$k_m$  = Coeficiente de mantenimiento ( $M_S M_X^{-1} * T^{-1}$ )

### 1.6.3 Metabolismo endógeno.

Un rendimiento celular observado menor al rendimiento teórico se debe al metabolismo endógeno; esto es, la degradación de componentes celulares. El término de metabolismo endógeno se incluye en el balance de materia de la biomasa, y esencialmente refleja el decaimiento de la biomasa. Su expresión es:

$$r_E = k_E * X$$

donde:

$$K_E = \text{Coeficiente de metabolismo endógeno (T}^{-1}\text{)}$$

#### **1.6.4 Muerte de microorganismos.**

La cinética de muerte debido al agotamiento del sustrato se considera de primer orden con respecto a la concentración celular:

$$r_D = k_D * X$$

donde:

$$k_D = \text{Coeficiente de muerte específico (T}^{-1}\text{)}$$

### **1.7 MODELOS CINÉTICOS PARA LA DIGESTIÓN ANAEROBIA**

La manera de representar la velocidad específica de crecimiento de los compuestos que participan en la digestión anaerobia es a través de modelos cinéticos los cuales se han estudiado ampliamente, presentándose una gran variedad que describen este fenómeno.

Después de una amplia revisión bibliográfica se encontró una gama de modelos cinéticos los cuales se presentan a continuación, resaltando el modelo cinético de Monod por ser el más ampliamente usado en el análisis cinético y diseño de reactores.

#### **1.7.1 Modelo de Monod.**

Jaques Monod (1942), estudió el efecto de la composición de un medio de cultivo libre de sustancias inhibitorias sobre la velocidad específica de crecimiento expresada así:



$$\mu = \mu_{\max} * \frac{S}{K_s + S} \quad (1)$$

donde:

$\mu_{\max}$  =Velocidad máxima de crecimiento específico ( $T^{-1}$ )

$K_s$  = Constante de saturación de Monod ( $M_sL^{-3}$ )

Esta ecuación es una representación matemática adecuada para una transición suave desde una relación de primer orden (en S) a baja concentración, a una relación de orden cero (en S) a alta concentración.

La ecuación puede ser considerada como la combinación de dos expresiones que describen el comportamiento a bajas y altas concentraciones<sup>32</sup>:

$$\mu = \mu_{\max} \quad \text{para } S \gg K_s \quad (2)$$

$$\mu = \frac{\mu_{\max}}{K_s} * S \quad \text{para } S \ll K_s \quad (3)$$

Con el propósito de lograr la representación de los datos experimentales con un mayor grado de ajuste, diferentes investigadores han propuesto otros modelos como alternativa a la cinética de Monod, aunque la cinética de Monod es una relación empírica que encuentra amplia aplicación en sistemas microbianos.

### 1.7.2 Modelos alternativos.

Las ecuaciones presentadas a continuación corresponden a modelos cinéticos no estructurados, considerados como una buena aproximación cuando la composición celular es independiente del tiempo, cuando el crecimiento es

---

<sup>32</sup> RITTMANN, McCarty. Biotecnología del medio ambiente.

balanceado, cuando la composición celular no es importante a escala industrial o cuando no se presenta inhibición.

- **Modelo de primer Orden<sup>33</sup>.**

$$\mu = \frac{k * S}{S_o + S} \quad (4)$$

donde:

K = constante de primer orden (T<sup>-1</sup>)

S<sub>o</sub> = Concentración de sustrato inicial (M<sub>s</sub>L<sup>-3</sup>)

- **Modelo de Grau (1975).**

$$\mu = \frac{\mu_{\max} * S}{S_o} \quad (5)$$

donde:

μ<sub>max</sub> = Velocidad máxima de crecimiento específico (T<sup>-1</sup>).

- **Modelo de Moser (1958)<sup>34</sup>.**

Moser ajusta el modelo cinético de Monod por medio de un parámetro empírico que cuando toma el valor de 1 se convierte en la ecuación de Monod

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{S^n}{K_s + S^n} \quad (6)$$

---

<sup>33</sup>PAVLOSTATHIS, S.G y Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. Water Science and Technology 24: 35-59.

<sup>34</sup>BURGOS, C. y Pradilla, M. Biorreactores. Versión 2.0.0. Universidad Nacional de Colombia. Sede Bogotá. 1999.

- **Modelo de Contois<sup>35</sup>.**

El modelo propuesto por Contois, (1959), se aplica en sistemas donde prevalecen altas concentraciones de biomasa cuyo crecimiento se acompaña por la producción de metabolitos o inhibidores tóxicos:

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{S}{B * X + S} \quad (7)$$

donde:

$$B = \text{Constante (M}_s\text{M}_x^{-1}\text{)}.$$

- **Modelo de Tessier (1936).**

Tessier propuso una función exponencial representada en la siguiente ecuación

$$\mu = \mu_{\max} * \left(1 - e^{-S/K}\right) \quad (8)$$

- **Modelo de Konak<sup>36</sup>.**

El modelo propuesto por Konak (1974), se expresa mediante la ecuación

$$\frac{d\mu}{dC_s} = k (\mu_{\max} - \mu)^p \quad (9)$$

donde:

$$k = \frac{1}{\mu_{\max} * K_s}$$

---

<sup>35</sup>RITTMANN, McCarty. Biotecnología del medio ambiente.

<sup>36</sup>BURGOS, C. y Pradilla, M. Biorreactores. Versión 2.0.0. Universidad Nacional de Colombia. Sede Bogotá. 1999.

$p$  = Constante empírica.

Konak demostró que esta ecuación se convierte en la ecuación de Monod para  $p = 2$ , y en la ecuación de Tessier para  $p = 1$ .

- **Modelo de Kargi y Shuler<sup>36</sup>.**

El modelo propuesto por Kargi y Shuler (1979), es una generalización de los modelos presentados anteriormente

$$\frac{d\left(\frac{\mu_X}{\mu_{\max}}\right)}{dC_S} = K \left(\frac{\mu_X}{\mu_{\max}}\right)^m \left(1 - \frac{\mu_X}{\mu_{\max}}\right)^p \quad (10)$$

En la tabla 7 se presentan los valores de las constantes  $K$ ,  $m$  y  $p$  correspondientes a cada modelo.

**Tabla 7.** Constantes de los modelos cinéticos.

<b>Modelo</b>	<b>K</b>	<b>m</b>	<b>p</b>
Monod	$1/K_S$	0	2
Moser	$n/(K_S)^{1/n}$	$1-1/n$	$1+1/n$
Teissier	$1/K_S$	0	1
Contois	$1/(K_S X)$	0	2
Konak	$km_{\max}$	$p$	$p$

\*Tomado de Burgos 1999

Por otra parte A. Valentín et al<sup>37</sup> (1997) desarrolló un modelo confiable de hidrólisis anaerobia de primordial importancia para mejorar modelos y diseñar tratamientos

<sup>37</sup>VALENTINI, A.; Garuti, G.; Rozzi, A. Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter: a new approach, Wat. Sci.Tech. Vol 36 N° 6-7 p 239-246

anaerobios de aguas residuales y slurries con concentraciones altas de sólidos suspendidos. Las ecuaciones de Michaelis-Menten para sustratos de primer orden, sustratos y biomasa primer orden, sustratos de primer orden y biomasa de orden medio se compararon realizando pruebas de degradación batch anaerobia en partículas de celulosa de tamaño conocido. Una ecuación cinética general  $[\frac{dS}{dt} = -K_{HA}SX_A]$  incluye las cuatro cinéticas consideradas. La ecuación general permite mayor exactitud matemática en la representación del proceso de hidrólisis. Obtuvieron el mejor valor para A en un rango de 0.42 a 0.64. Este acercamiento debe reducir las opciones en la cinética de degradación anaerobia de materia orgánica particulada a los cálculos de la constante cinética  $K_{HA}$  y del coeficiente de potencia relacionado A .

## 1.8 MODELOS DE INHIBICIÓN

El efecto de los componentes tóxicos que afectan el proceso de la digestión anaerobia, tienen diversas representaciones matemáticas de acuerdo con el tipo de componente y la etapa afectada, los modelos más utilizados que son reportados en la literatura se presentan a continuación.

### 1.8.1 Modelo de inhibición propuesto por Haldane.

El aporte de Haldane es que modifica el modelo de Monod incluyendo el efecto del componente inhibidor o toxico que se refleja en la concentración de este y la constante respectiva, como un modelo de competencia entre el sustrato y el inhibidor.

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{1}{1 + \frac{K_S}{S} + \frac{I}{K_I}} \quad (11)$$

donde:

$K_I$  = Constante de inhibición ( $M_S L^{-3}$ ).

$I$  = Concentración del inhibidor ( $M_S L^{-3}$ ).

### 1.8.2 Modelo de inhibición del tipo no competitivo.

La forma más habitual de representar esta expresión es mediante la aproximación multiplicativa de Monod.

$$\mu = \mu_{\max} * \frac{S}{K_S + S} * \frac{K_I}{K_I + I} \quad (12)$$

donde:

$K_I$  = Constante de inhibición ( $M_S L^{-3}$ )

$I$  = Concentración del inhibidor ( $M_S L^{-3}$ )

Los modelos cinéticos mostrados presentan la característica de la dependencia de la concentración inicial del sustrato ( $S_0$ ) (ecuación 4), de la concentración de biomasa ( $X$ ) (ecuación 7) o ser independiente de estas dos variables como el modelo cinético de Monod y es el motivo por el cual es uno de los más utilizados, además de su buena aproximación al fenómeno cinético.

### 1.8.3 Modelo de inhibición de pH.

Todos los grupos bacterianos tienen un pH óptimo de crecimiento, por lo que debe computarse su efecto cuando las condiciones ambientales determinan niveles de concentración de protones alejados de aquellos niveles óptimos, este

efecto fue descrito por una función de pH de Michaelis, normalizada para dar un valor de 1.0 cuando el pH del sistema es el óptimo<sup>38</sup>.

$$f(pH) = \frac{1 + 2 * 10^{0.5*(pk_i - pk_h)}}{1 + 10^{(pH - pk_h)} + 10^{(pk_i - pH)}} \quad (13)$$

donde:

$pk_i$  y  $pk_h$  son los valores del pH para los cuales la velocidad de crecimiento específica se reduce al 50% de su valor sin inhibición.

## 1.9 DIGESTOR ANAEROBIO EN UNA FASE PARA LA FO DE RSU.

Un digestor anaerobio para la FO de los RSU en una fase es un sistema en el cual ocurren simultáneamente todas las etapas del proceso de biodegradación anaerobia. Desde el punto de vista operativo es el sistema de mayor sencillez. Debido a esto en la actualidad el 90% de las plantas a gran escala para el tratamiento de la FO de los RSU en Europa se operan en sistemas en una fase (Baere, 1999).

Los reactores de una etapa se fabrican usando un solo reactor tanto para la fase acidogénica como metanogénica; en estos sistemas se puede presentar condiciones de operación seca y húmeda, aunque las nuevas plantas construidas durante la última década tienden a tener operaciones húmedas y secas. La tabla 8 presenta algunas características que puede tener una planta de degradación anaerobia.

---

<sup>38</sup> ANGELIDAKI, I, Ellegaard, L y Ahring, B. (1993). A mathematical model for dynamic imulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and Bioengineering* 42: 159-166.

**Tabla 8.** Posibles unidades de proceso, productos y criterios involucrados en una planta de digestión anaerobia para sólidos orgánicos.

UNIDADES DE PROCESO	PRODUCTOS REUSABLES	CRITERIOS
Pre-tratamiento		
-Separación magnética	-Metales ferrosos	-Impurezas orgánicas
-Reducción de tamaño		-Papel, cartón y bolsas
-Pulpa con separación por gravedad	-Reutilización de inertes pesados (materiales construcción)	- Impurezas orgánicas
-Tambores		-Valor calorífico
-Pasteurización	-Fracción gruesa y plástico	-Eliminación gérmenes
Digestión		
-Hidrólisis		
-Metanogénesis	-Biogás	-N y S <sup>2-</sup> normatizado
-Valorización biogas	-Electricidad	-150 a 300 KW·h <sub>elec</sub> /ton
	Calor (flujo)	250 a 500 KW·h <sub>elec</sub> /ton
Post-tratamiento		
-Humedad mecánica		-Lodos de tratamiento de agua.
-Estabilización anaerobia	-Compost	
-Tratamientos con agua	-Agua	-Arreglo normas sólidos
-Humedad biológica	-Compost	-Disposición normas
-Separación húmeda	-Arena, fibras y lodos	-Arreglo normas sólidos
		-Impurezas orgánicas y valor calorífico

\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

### 1.9.1 Condiciones húmedas.

Con los sistemas de digestión húmedos el contenido de sólidos totales de los desechos debe reducirse a concentraciones por debajo del 20%, esto se puede lograr agregando agua de reciclo del proceso o por codigestión donde el RSU se mezcla con corrientes diluidas como lodo de alcantarillado o estiércol (Angelidaki et al. 2003). En la tabla 9 se pueden observar algunas particularidades de los



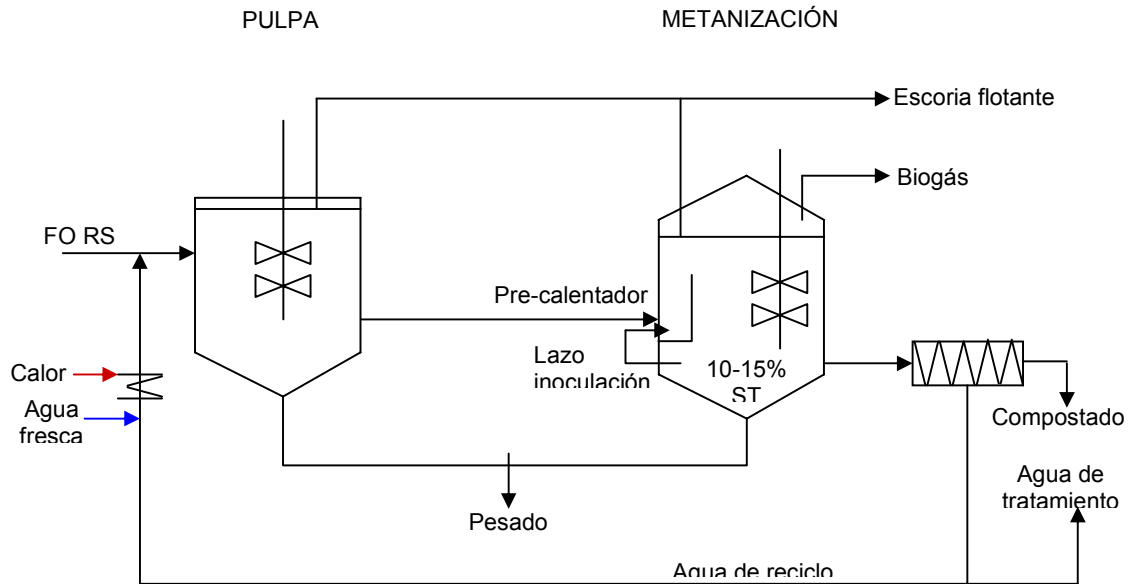
sistemas de operación húmeda y en la figura 4 se muestra un esquema de sistemas húmedos.

**Tabla 9.** Ventajas y desventajas de sistemas de una etapa húmedos.

<b>CRITERIO</b>	<b>VENTAJAS</b>	<b>DESVENTAJAS</b>
Técnico	Inspirado de procesos conocidos	- Circuitos cortos - Sumidero y fases de flotador - Abrasión con arena - Pretratamiento complicado
Biológico	Dilución de inhibidores con agua fresca	- Sensible a las cargas con inhibidores - Se pierde VS con inertes y plástico.
Económico y medio ambiental	El equipo para manejar lodos es más económico	- Alto consumo de agua - Alto consumo de energía para calentar los grandes volúmenes.

\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

**Figura 4.** Diseño típico de un sistema húmedo en una etapa.



\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

### 1.9.2 Condiciones secas.

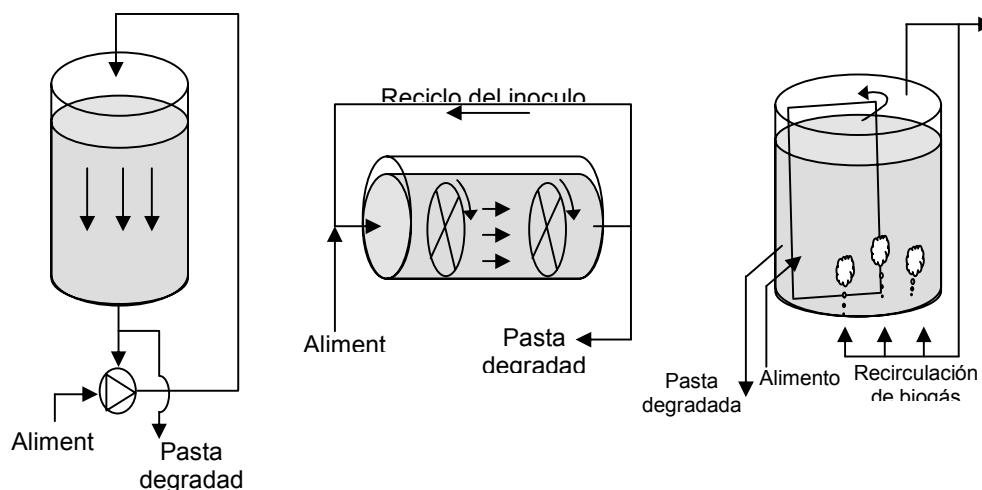
En muchos casos, especialmente en grandes áreas urbanas, es difícil encontrar otros desechos para la codigestión con RSU. Los sistemas de digestión secos pueden alcanzar hasta un 35% en sólidos [Angelidaki et al. 2003]. En la tabla 10 se pueden observar algunas particularidades de los sistemas de operación secos y en la figura 7 se ven algunos diseños de reactores.

**Tabla 10.** Ventajas y desventajas de sistemas de una etapa secos.

CRITERIOS	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Técnicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- No se mueven las partes dentro del reactor</li> <li>- Robusto</li> <li>- Sin circuitos cortos de circulación</li> </ul>	Los desechos húmedos (<20% TS) no pueden ser tratados.
Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Menos perdida de VS en pretratamiento</li> <li>- Mayor tasa en la carga orgánica</li> <li>- Dispersión limitada en la concentración de inhibidores</li> </ul>	Pocas posibilidades de diluir los inhibidores con agua fresca
Ecológico y medio ambiental	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pretratamiento económico y reactores pequeños</li> <li>- Higienización completa</li> <li>- Muy poco uso de agua</li> <li>-Menores requerimientos de calor</li> </ul>	Más robusto y costoso el equipo para manejar los desechos

\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

**Figura 5.** Digestores usados en sistemas secos.



\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

### 1.9.3 Sistema de digestión anaerobia en dos fases para la FO de RSU.

La razón de los sistemas de digestión anaerobia en dos fases y multi-fases es la división por etapas del proceso biodegradativo anaerobio. La optimización de las etapas biodegradativas en diferentes etapas puede llevar a generar altas velocidades de reacción y producción de biogás (Ghos *et-al.*, 1999) Típicamente, los dos estados utilizados son la licuefacción-acidogénesis, la cual se utiliza para sustratos con la etapa hidrolítica limitante como los RS y una fase acetogénica-metanogénica que se caracteriza por las bajas tasas de crecimiento microbiológicas (Liu y Ghoss, 1997; Palmowski y Muller, 1999). Las ventajas y desventajas de un sistema de digestión anaerobia en dos fases se muestran en la tabla 11.

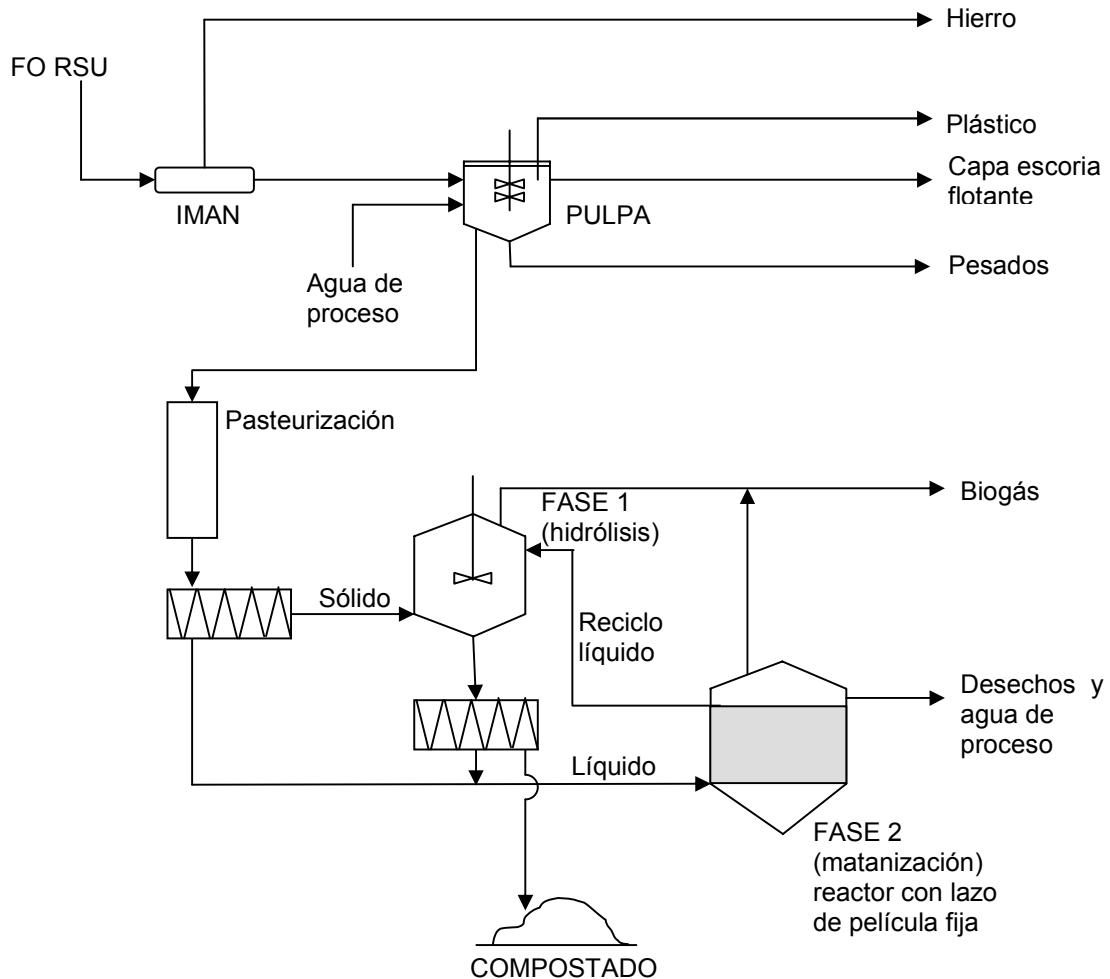
**Tabla 11.** Ventajas y desventajas de los sistemas de dos etapas.

CRITERIO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Técnico	Flexibilidad en el diseño	Complejo
Biológico	- Más confiable para desechos pobres en celulosa y de pollo - Diseños solo confiables para C/N < 20	Pequeña eficiencia de biogás (cuando los sólidos no son metanogenizados)
Económico y medio ambiental	Menos metales pesados en compost (cuando los sólidos no son metanogenizados)	Mayor inversión

\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

En la figura 6 se da un ejemplo de sistema de dos fases con un modelo de retención de biomasa en la segunda fase (proceso BTA). Los sólidos sin hidrolizar no se envían a la segunda fase.

**Figura 6.** Diseño húmedo–húmedo en dos fases.



\*Tomado de P. Vandevire et al., Types of anaerobic digester for solid waste

Se han realizados diferentes trabajos utilizando sistemas de dos fases, F. Cecchi<sup>39</sup> et al. (1994) presenta resultados preliminares experimentales con el objetivo de demostrar la posibilidad de producir fácilmente carbón biodegradable desde una digestión anaeróbica en dos fases por un proceso de remoción de nutrientes biológicos. La cristalización de fósforo en estruvita desde el licor del flujo digester es la segunda meta del proceso de estudio. La estruvita granulada es útil en

<sup>39</sup>CECCHI, F; P. Battistoni, P. Pavan. Anaerobic digestion of OFMSW (Organic Fraction of Municipal Solid Waste) and BNR (Biological Nutrient Removal) processes:a possible integration-preliminary results. Wat. Sci. Tech. Vol. 3 N° 8, p. 65-72.

agricultura. Por otra parte Germán Miranda G<sup>40</sup> (2002) trabajó con un residuo modelo que cumplía con las características de la FO de los RSU. Monto, puso en marcha y opero un reactor hidrolítico y un reactor metanogénico con el fin de separar las tres etapas de la digestión anaerobia en un sistema de dos fases, en la primera etapa se desarrolla la hidrólisis y acidogénesis, y en la otra la metanogénesis. El sistema se comportó de buena manera, obteniéndose remociones cercanas al 60% con el efluente real y sobre el 90% para el efluente sintético.

### **1.10 ESTADO DEL ARTE**

Durante el proceso de revisión del estado del arte se ha encontrado una considerable investigación en lo que respecta al tratamiento anaerobio de diversidad de efluentes. La mayor parte de la investigación en digestión anaerobia nacional e internacional se encuentra orientada al tratamiento de efluentes líquidos residuales y en sistemas de codigestión de lodos. Es importante resaltar que la investigación en digestión anaerobia para el tratamiento de RSU es muy inferior en comparación con la realizada para otros tipos de efluentes y en consideración aun menor la orientada al estudio del sistema anaerobio en dos fases. Un inconveniente que se debe tener en cuenta en la valoración de las investigaciones realizadas en el área de los RSU es la heterogeneidad de estas; muchos autores evalúan sistemas bajo condiciones poco estándar lo cual no permite una directa comparación del comportamiento de los sistemas anaerobios y su efectividad. A pesar de todo, a nivel internacional se muestra un considerable direccionamiento hacia la investigación de la digestión anaerobia de los RS ya que la comunidad científica la considera como una alternativa integral en el manejo de los RS, especialmente en la FO de los RSU, y su potencial carácter de generadora de

---

<sup>40</sup> MIRANDA , Germán. Congreso Interamericano de Ingeniería sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 27-31

energía, además de la amplio espectro de aplicación, la hacen bastante prometedora en su aplicación a gran escala.

A continua se presentan algunas de las referencias bibliográficas más relevantes para la investigación de la digestión anaerobia de la FO de los RSU que se desarrolla en este proyecto.

**1.10.1 Producción del hidrógeno de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipal usando los reactores anaerobios del sustrato sólido semicontínuo: influencia de la temperatura. (Valdez-Vazquez, et al, 2004).**

La influencia de la temperatura en la fermentación anaerobia para la producción de hidrogeno partiendo de los residuos sólidos municipales es atractiva por que al realizar un estudio en un reactor termofílico y uno mesofílico en ambos se obtiene una alta tasa de producción de Hidrogeno.

**Tabla 12.** Diferentes sustratos orgánicos para la producción de hidrógeno.

Sustrato	Semilla	T (°C)	pH	H <sub>2</sub> (%)	Cultivo	Max rend H <sub>2</sub>	Ref
Repollo	Pretratado	37	No control	55	Batch	62	1
Zanahoria	Lodo	37		47		71	
Arroz		37		46		96	
OFMSW	Pretratado	37	5.2	60	Batch	140	2
	Lodo						
	Clostridtum	37	5.2	60	Batch	180	
OFMSW	Acidogenésis	37	5.49	43	S-continuo	150	Este estudio
		55	6.46	60	S-continuo	470	

### **1.10.2 Desempeño de los bioreactores en digestión anaerobia de desechos de fruta y vegetales. (H. Bouallagui et al., 2004).**

En este trabajo se revisa el potencial de digestión anaerobia en materiales recuperados y la producción de energía desde desechos vegetales y frutas (RVF). Estos desechos contienen del 8-18% de sólidos totales (ST), con un contenido total de sólidos volátiles de 86-92%. La fracción orgánica incluye aproximadamente 75% de material biodegradable fácil (azúcar y hemicelulosa), 9% celulosa y 5% lignina. Usando un sistema de dos fases que involucre un reactor de licuefacción termofílica y un filtro anaeróbico mesofílico, se convirtió el 95% de sólidos volátiles a metano con una carga volumétrica de 5.65 g. VS/L·d. El promedio de la producción de metano fue de aproximadamente 420L/Kg. agregado SV.

### **1.10.3 Hidrógeno a partir de la fermentación anaerobia de residuos sólidos industriales. (Valdez-Vazquez, et al, 2003 ).**

La acumulación de residuos sólidos en México ha llevado a buscar estrategias para su tratamiento. Uno de estos tratamientos es la producción de Hidrógeno a partir de residuos sólidos llamado “*sustrato sólido intermitente anaerobio para la generación de hidrógeno*”. Los resultados de este proceso precisan una estrategia factible para obtener altos rendimientos de hidrógeno partiendo de la fermentación industrial de residuos sólidos con una combinación de los procesos del tratamiento que consiste en una primera etapa IV-SSAH seguida de una etapa metanogénica de la digestión del sustrato sólido.



#### **1.10.4 Estudio del tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en un reactor anaerobio de dos etapas a partir de residuos modelo. (German Miranda, 2002).**

La fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU) es muy variable según el lugar y periodo en el cual es generada, es por ello que con el fin de eliminar este factor se trabajó con la formulación de un residuo modelo y se estudió el comportamiento de un reactor anaerobio de dos etapas en el tratamiento de éste. El residuo modelo cumplió con las características de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Se montó, puso en marcha y operó un reactor hidrolítico y un reactor metanogénico con el fin de separar las tres etapas de la digestión anaerobia. En una etapa ocurre la hidrólisis y acidogénesis, y en otra la metanogénesis. En sí el sistema se comportó de buena manera, obteniéndose remociones cercanas al 60% con el efluente real y sobre el 90% para el efluente sintético.

#### **1.10.5 Biogásificación de desechos sólidos por fermentación anaerobia en dos fases. (E.R. Viéitez and S. Ghosh, 1999).**

Los desechos sólidos municipales, industriales y de la agricultura contribuyen al calentamiento global debido a que los productos de su gasificación contaminan el aire. Para resolver este inconveniente se ha desarrollado un sistema de fermentación en dos fases que alivia la inhibición del metano en alimentos con alto contenido de sólidos. La innovación del sistema consiste en un reactor empacado con desecho sólido simulado y opera con recirculación del percolado a través del lecho. Un rápido ataque inicia la hidrólisis, acidificación, desnitrificación y la formación de  $H_2$  a partir de los sólidos. Sin embargo la reacción de fermentación se detiene después de 2.5 meses debido a que la concentración de AGV acumulada en el lecho es de 13000 mg/L (como acético) a pH 5. Ésta concentración de AGV indica la inhibición del proceso de hidrólisis – acidificación.

La inhibición de la fermentación acidogénica se alivia con el movimiento del biolecho para separar el metano de la fermentación del metano del reciclo. Finalmente se logran conversiones metanogénicas de aproximadamente 30% del contenido SV de alimentos con alto contenido de sólidos.

#### **1.10.6 Digestión anaerobia en dos fases de residuos sólidos por un proceso de licuefacción en múltiples reactores.** (*J. Raynal, et al. 1998*).

Un nuevo tratamiento de residuos sólidos fue aplicado para diferentes sustratos vegetales: cáscara de papa, hojas verdes de ensalada, guisantes mezclados con zanahoria y pulpa de manzana. Se estudió la influencia del pH, la carga y el tiempo de retención hidráulico a 35°C. El rendimiento de la hidrólisis fue alto (80%) durante la etapa de la licuefacción, excepto para la pulpa de manzana. La mezcla del efluente acidogénico fue degradado en un reactor metanogénico (80%). Los resultados promedios para una carga de 4 g.COD·L<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup> y 17 días de tiempo de retención hidráulico, fueron la carga removida fue del 87%.

#### **1.10.7 Revisión del estado actual de la tecnología anaerobia de la digestión para el tratamiento de los residuos sólidos municipales.** (*RISE-AT, 1998*).

Los sistemas anaerobios de la digestión para digerir MSW ahora se utilizan extensamente a través del mundo. La mayoría de plantas a gran escala procesan cerca de 2.500 toneladas de basura por día, lo anterior implica un diseño complejo de la planta. Mucha de la tecnología se basa en Europa, con Alemania y Dinamarca conduciendo el campo de la tecnología y en el número de plantas acertadas en la operación. Se ha identificado un sistema a escala pequeña con gran potencial para el uso en Tailandia que es el modelo de Rottaler. Éste parece ser un diseño flexible que se puede clasificar para satisfacer la situación sin afectar el funcionamiento del proceso.

**1.10.8 Dinámica de la población metanogénica durante la arrancada de un digestor anaerobio tratando residuos municipales y biosólidos. (Matt E. Griffin, et al, 1997.).**

Se dispone de una estrategia de arranque para el arranque de los digestores termofílico (55°C) y mesofílico (37°C) donde el tiempo de retención fue de 20 días. El digestor termofílico respondió correctamente al arranque al producir una alta producción de gas (1.52 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>/día), altos niveles de metano en el biogás (59%), sólidos volátiles (54%) y celulosa removida (58%) contrario al digestor mesofílico que no respondió favorablemente a la arrancada del método propuesto, después de varias semanas de operación éste llegó a la estabilización de los sistemas.

**1.10.9 Digestión anaerobia de fracciones orgánicas de desechos sólidos municipales y remoción de nutrientes biológicos: una posible integración preliminar de resultados. (F. Cecchi et al., 1994).**

Presenta resultados preliminares experimentales con el objetivo de demostrar la posibilidad de producir fácilmente carbón biodegradable desde digestión anaerobia en dos fases por un proceso de remoción de nutrientes biológicos. La cristalización de fósforo en estruvita desde el licor del flujo digestor es la segunda meta del proceso de estudio. La estruvita granulada es útil en la agricultura.

**1.10.10 Modelo matemático de producción de ácidos grasos volátiles (VGA) en un reactor FP para el tratamiento de fracciones orgánicas de residuos sólidos municipales. (E.D. Negri, J. Mata-Álvarez, et al., 1993).**

Propone un modelo de reacción hidrolítica alternativo. Se considera el efecto de una posible mecanización. Se analiza el efecto de los parámetros de proceso (tiempo de retención de sólidos TRS, pH, relación de reciclo) para parametrizar los desechos de frutas y vegetales. Se encontró que la producción de AGV es

proporcional al TRS. El efecto del TRS es despreciable en el sistema para las condiciones de estudio, al igual que la biomasa suspendida y la concentración de biomasa inicial y se concluyó que el pH es la variable crítica en el funcionamiento del reactor.

**1.10.11 Cinética de tratamientos anaerobios.** (*S.G. Pavlostathis and E. Giraldo-Gomez, 1991*).

Se presenta la cinética de tratamientos anaerobios y los valores reportados de los parámetros cinéticos como la velocidad de utilización del sustrato específico ( $k$ ), la constante de saturación media ( $K_s$ ), la eficiencia del crecimiento microbial ( $Y$ ), y la constante de velocidad de disminución de los microorganismos ( $b$ ). Encontraron discrepancias en los valores reportados de los coeficientes cinéticos los cuales se debe al modo de operación, a las condiciones medio ambientales y operacionales y a la falta de procedimientos de medición estándar aceptados y expresiones de coeficientes biocinéticos. Se concluyó que con pocas excepciones el efecto de transferencia de masa es circunstancial en los diferentes reactores y en algunos casos contradictoria; se entiende que la cinética de sustratos particulados en biopelículas es aún incompleta.

## **2. DISEÑO, MONTAJE Y OPERACIÓN DE UN SISTEMA DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES**

Esta investigación busca la generación de conocimientos acerca del proceso de digestión anaerobia en dos fases de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Bucaramanga, pretendiendo generar una alternativa de gestión integral de residuos sólidos urbanos que minimice la cantidad de residuos que se disponen en el relleno sanitario de la ciudad (“El Carrasco”).

### **2.1 SELECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO.**

El primer paso que se da en la investigación es la selección del sustrato. El parámetro que se utiliza para decidir el tipo de residuo es la composición del relleno sanitario de la ciudad de Bucaramanga, llamado “EL Carrasco”. En este relleno se encuentra un alto porcentaje de materia orgánica (62.9 %) de la cual los residuos de comida son una fracción considerable (40-80%). Por tal razón se decide tomar los residuos de comida como sustrato para el proceso de digestión anaerobia que se investiga. Este sustrato se caracteriza por poseer un 39 –48% de Carbono Orgánico Total (COT) y un 81% de compuestos biodegradables (solubles en NaOH al 1%). La cantidad presentada de este sustrato en el relleno sanitario “El Carrasco” y sus características fisicoquímicas, permite plantear la digestión anaerobia como una alternativa de gestión de los RSU.

El primer paso en el estudio de la metanización de la fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) es la selección del sustrato a utilizar. Para realizar dicha actividad se analiza la composición de los

RSU en el Relleno Sanitario del Municipio de Bucaramanga (“El Carrasco”), información que se presenta en la Tabla 13.

**Tabla 13.** Composición física de los RSU que ingresan al relleno sanitario “El Carrasco”.

<i>Material</i>	<b>Porcentaje (en peso)</b>
Orgánico	62.9
Plástico	14.9
Celulósico	7.2
Sanitario	4.4
Vidrio	3.5
Textil	2.7
Cuero	2.0
Metal	1.7
Residuos de construcción	0.5
Residuos hospitalarios	0.2
Pilas, baterías y neumáticos	0.1

\*Fuente: Cogán, A.M. y Rodríguez, I.C.

En la Tabla 13, se puede observar el alto contenido de material orgánico que se encuentra en este relleno. La materia orgánica que esencialmente proviene de los residuos de comida, papel, cartón, plásticos, textiles, goma, cuero, residuos de jardín, madera y orgánicos misceláneos, alcanza una composición del 40-85% en residuos de comida en los países de bajos ingresos como Colombia<sup>41</sup>.

De acuerdo con lo anterior, el sitio que se utiliza como fuente de los residuos de comida es el comedor estudiantil de la Universidad Industrial de Santander y las cocinas de la plaza de mercado del Barrio San Francisco ubicada en la zona

<sup>41</sup>TCHOBANOGLIOUS G, Theisen Hilary, Vigil S, Gestión Integral de Residuos Sólidos, Volumen I, Mc Graw Hill, Mexico, 1994.

metropolitana de Bucaramanga. Estos residuos se recolectan diariamente y posteriormente se someten a un proceso de trituración para proporcionarle un tamaño de partícula (4-6 mm), ya que el tamaño y la forma de la partícula influyen en la velocidad de la hidrólisis; por ejemplo las partículas grandes tienen una degradación más lenta que las de tamaño pequeño; de igual forma las partículas planas son las que tienen degradación más lenta, les siguen las cilíndricas y las más rápidas son las esféricas<sup>42</sup>. Las características fisicoquímicas de este sustrato están resumidas en la Tabla 14.

**Tabla 14.** Caracterización fisicoquímica del sustrato después de la reducción de tamaño.

<b>Parámetro</b>	<b>Unidades</b>	<b>Valor</b>
Tamaño de partícula	mm	4 - 6
Densidad real	kg/m <sup>3</sup>	1052
Densidad aparente	kg/m <sup>3</sup>	864
Sólidos totales	kg/m <sup>3</sup>	168.3
	%(p/p)	16.0-18.0
Sólidos volátiles	kg/m <sup>3</sup>	158.8
	%(p/p)	15.1
	% ST	94.4
Carbono Orgánico Total	%(p/p)	39.0-48.0
Nitrógeno Total	%(p/p)	0.35-1.19
Potasio	%(p/p)	2.46
Fósforo	%(p/p)	0.22
Relación C/N		32.77
Relación C/K		15.85
Relación C/P		177.27

Fuente: CEIAM-UIS, 2003

<sup>42</sup>HOBSON, P.N. (1987). A model of some aspects of microbial degradation of particulate substrates. J. Fermente. Technol. 65, pp. 431-439.

Con el fin de conocer la naturaleza biodegradable del sustrato que se utiliza en el proceso de biodigestión anaerobia de manera tal que sirva como base para posteriores análisis, se elaboran las pruebas presentadas en las Tablas 15 y 26.

**Tabla 15.** Composición general del sustrato.

<b>COMPONENTE</b>	<b>%p/p en Sustrato Seco</b>
Material Fácilmente Biodegradable	81.2
Celulosa	6.1
Hemicelulosa	2.73
Lignina	4.95
Cenizas	5.02

Fuente: CICELPA-UIS, 2003

**Tabla 16.** Composición del sustrato según su naturaleza biodegradable.

<b>Extraíbles totales</b>				<b>Solubles</b>		<b>Composición del material</b>		
Alcohol + Benceno	Alcohol etílico	Agua caliente	Total extraíbles	Solubles en agua caliente	Solubles en NaOH 1%	Extraíbles totales	Lignina + holocelulosa	Cenizas
0.851	5.53	46.89	53.25	42.64	81.87	53.25	46.75	5.07

Fuente: CICELPA-UIS, 2003

Con base en los resultados presentados en las Tablas 20 y 21 se puede observar que la muestra presenta un alto contenido en extraíbles considerados polares y no polares. Además se evidencia un alto grado de fácil degradación por microorganismos dados los altos valores (81.2%) del material fácilmente biodegradable (solubles en NaOH 1%).

Sin embargo, es importante anotar que a pesar de que se presenta un alto contenido orgánico de rápida biodegradación en el sustrato, no toda esta fracción corresponde a una fase hidrolizada, etapa que se considera como requisito primordial para el inicio de la digestión anaerobia.



Este sustrato permite plantear la digestión anaerobia como una alternativa interesante para el tratamiento de una fracción considerable de los RSU que son dispuestos en el relleno sanitario “El Carrasco”. La alternativa desde el punto de vista tecnológico requiere algunas etapas de investigación del escalamiento de los sistemas de digestión anaerobia, aunque se puede observar que estos sistemas permiten la gestión de los RSU para pequeños sectores generadores de RSU con una buena fracción orgánica, como lo son las plazas de mercado, zonas residenciales y comedores públicos.

## **2.2 SELECCIÓN DEL INÓCULO.**

El siguiente paso durante la investigación es la selección del inóculo. Es importante resaltar en este punto, que el proyecto de investigación aquí presentado hace parte de un proyecto de investigación más general financiado por COLCIENCIAS<sup>43</sup> y que la etapa de selección del inóculo correspondió al desarrollo de un proyecto preliminar de pregrado en el marco del mismo.<sup>44</sup> Por lo tanto a continuación se realiza una breve descripción de esta etapa con el fin de darle más coherencia a la presentación de los resultados encontrados.

El inóculo se toma de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Bucaramanga (PTAR- Río Frío, Girón, Santander) y de un biodigestor de excretas porcinas (Mesa de los Santos, Santander). El proceso de selección del inóculo se realiza con el lodo procedente de la planta de tratamiento de aguas residuales denominado PTAR, el proveniente del biodigestor de excretas porcinas denominado PIG y una mezcla 1:1 de los lodos anteriores denominado MIX. Los parámetros de escogencia del inóculo son la producción específica de metano y el

---

<sup>43</sup> **UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER.** Estudio comparativo de la metanización de residuos sólidos orgánicos municipales mediante digestión anaerobia en una y dos fases. COLCIENCIAS 1102-12-11585, 2003.

<sup>44</sup> **CASTILLO Edgar, ARELLANO Víctor.** Estudio de las condiciones de operación de la digestión anaerobia de RSU. Universidad Industrial de Santander. Escuela de Ingeniería Química. Tesis de Grado. 2003

porcentaje de éste en el biogás. La experimentación se lleva a cabo en bioreactores de vidrio de 500 mL. Estos sistemas se evalúan a temperatura ambiente (T1) y un intervalo de temperaturas entre 38 y 40°C (T2), con un contenido de sólidos en el sustrato de 8 y 12%.

Durante la evaluación de los bioreactores se presenta un mejor comportamiento por parte del inóculo MIX. Para los sistemas que contenían dicho inóculo se alcanzaron las máximas tasas de producción de metano y un comportamiento estable en el pH y la composición del metano en el biogás. También se observó, que el incremento de la temperatura, desde la ambiente hasta un intervalo entre 38 y 40 °C, triplica la producción de metano en los biodigestores. La alcalinidad fue un factor importante durante la operación de los sistemas, presentándose estabilidad en el proceso de digestión cuando se acondicionó ésta por medio de la adición de bicarbonato de sodio hasta un valor entre 4500 y 5500 mg CaCO<sub>3</sub>/L y un valor en los AGV de 2g Acético/L.

### **2.2.1 Diseño de experimentos.**

Con el fin de seleccionar el inóculo que se emplee posteriormente como semilla de un reactor a escala piloto laboratorio, se diseña y realiza un banco de pruebas. Para el diseño de los experimentos se tienen en cuenta las siguientes variables de operación: Temperatura (T), tipo de inóculo y porcentaje de sólidos totales (%ST). Los valores empleados para cada una de las variables mencionadas se muestran en la Tabla 17. Estos valores se escogen teniendo en cuenta los presentados en la literatura para experiencias similares<sup>45,46</sup> en el caso de T y %ST. Para el tipo de inóculo se tendrán en cuenta semillas de fácil consecución a nivel local, por lo que

---

<sup>45</sup>GRIFFIN, M. E. et al. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. En: Biotechnology and Bioengineering. Vol. 57. (1998); p.342 – 354.

<sup>46</sup>KAYHANIAN, M. and RICH, D. Pilot-scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. En: Biomass and Bioenergy. Vol. 8, No 6. (1995); p. 433 – 444

en este caso se toman como base dos tipos de lodo anaerobio, uno granular (Proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad -PTAR - Rio frío) y uno floculento (Proveniente de un biodigestor alimentado con estiércol porcino -Mesa de los Santos). Teniendo en cuenta lo anterior se decide probar tres tipos de lodos: los dos mencionados y uno que consta de una mezcla 1:1 v/v de éstos.

**Tabla 17.** Variables tenidas en cuenta en el diseño de experimentos para la selección del inóculo.

<b>Variable</b>	<b>Valores</b>
Temperatura	T1 (20 °C - 30 °C) T2 (38 °C – 40 °C)
Porcentaje en sólidos	8% y 12%
Tipo de inóculo	PTAR, PIG y MIX

\*El Autor

Con base en los valores seleccionados de las variables en estudio se elabora la secuencia de experimentos presentada en la Tabla 18.

Por otra parte, se considera que el criterio de selección del inóculo es la producción específica de metano y el porcentaje de CH<sub>4</sub> biogás producido, debido a que el objetivo del trabajo es lograr la mayor cantidad posible de fijación del carbono presente en los Residuos Sólidos (sustrato) como metano.

**Tabla 18.** Diseño de experimentos para la selección del inóculo.

<b>Experimento</b>	<b>t (días)</b>	<b>T(°C)</b>	<b>% ST</b>	<b>Inóculo</b>
1	1 – 95	T1	8	PTAR
2	95 – 120	T2	8	PTAR
3	120 –145	T2	12	PTAR
4	1 – 95	T1	8	PIG

5	95 – 120	T2	8	PIG
6	120 –145	T2	12	PIG
7	1 – 95	T1	8	MIX
8	95 – 120	T2	8	MIX
9	120 –145	T2	12	MIX

\*El Autor

Adicionalmente se miden otras variables de respuesta de los bioreactores con el fin de registrar el comportamiento de los mismos detalladamente y explicar adecuadamente su conducta. Dichas variables y su periodicidad de medición se presentan en la Tabla 19.

**Tabla 19.** Variables que se registran para los bioreactores a escala laboratorio.

<b>CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE GASEOSO (BIOGÁS)</b>			
<b>Prueba</b>	<b>Técnica</b>	<b>Periodicidad</b>	
Cantidad	Instrumental (Gasómetro)	Diaria	
Porcentaje de metano	Instrumental (Analizador de gases)	Semanal	
Porcentaje de dióxido de carbono	Instrumental (Analizador de gases)	Semanal	
<b>CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE LÍQUIDO</b>			
<b>Prueba</b>	<b>Técnica</b>	<b>Norma</b>	<b>Periodicidad</b>
Sólidos Totales ST	Gravimétrica	2540 E	
Sólidos Volátiles SV	Gravimétrica	2540 E	
Ácidos Grasos Volátiles AGVs	Volumétrica		Semanal
Alcalinidad	Volumétrica	2320 B	Semanal
Carbono Orgánico Total	Combustión Infrarroja	5310 B	
Nitrógeno Total	Macro Kjeldalh	4500-N <sub>org</sub> B	

Fósforo	Ácido vanadomolibdofosfórico	4500-P C
Potasio	Absorción atómica	3500-K B
PH	Instrumental	Diaria

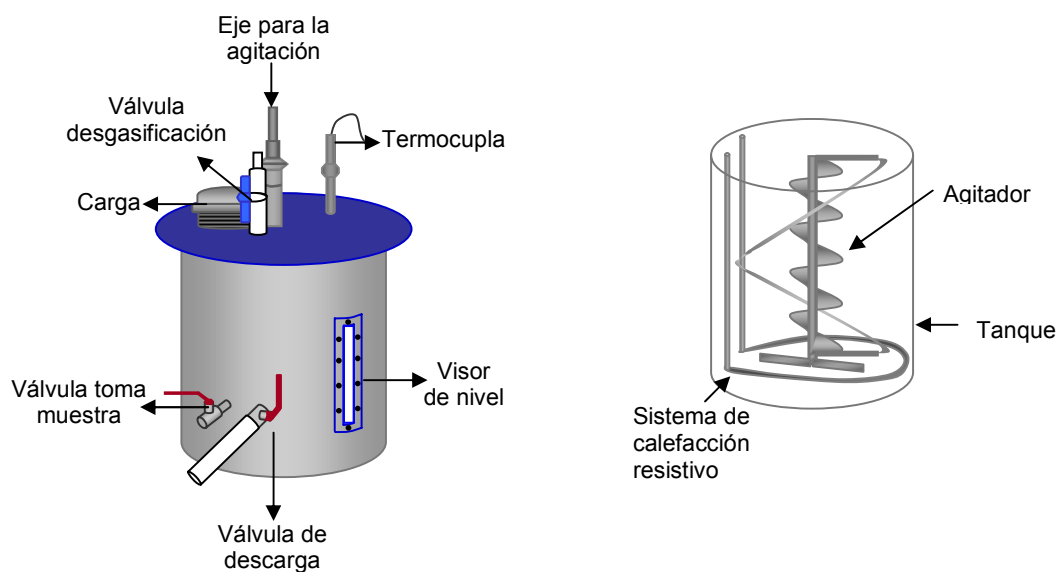
\*El Autor

Cabe resaltar que en el proceso de biodigestión anaerobia intervienen variables adicionales a las descritas, las cuales se tratarán a continuación.

### 2.3 DISEÑO Y MONTAJE DE UN SISTEMA DE DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES A ESCALA PILOTO LABORATORIO.

En esta parte de la investigación se realiza el diseño y montaje de tres biodigestores anaerobios con capacidad de 30L, agitación, calentamiento y control de temperatura y agitación, buscando efectuar la mayor cantidad de experimentación en corto tiempo. En la figura 7 se muestra un esquema del diseño del reactor.

**Figura 7.** Esquema del diseño del reactor.



Estos sistemas de digestión anaerobia se dividieron en dos fases denominadas de licuefacción (hidrólisis y acidogénesis) y de metanogénesis. Los parámetros medidos durante la operación de los sistemas son los AGVs, el pH, la composición del biogás, la producción específica de metano, la DQO en los efluentes y el porcentaje de sólidos totales.

## 2.4 DISEÑO DE EXPERIMENTOS

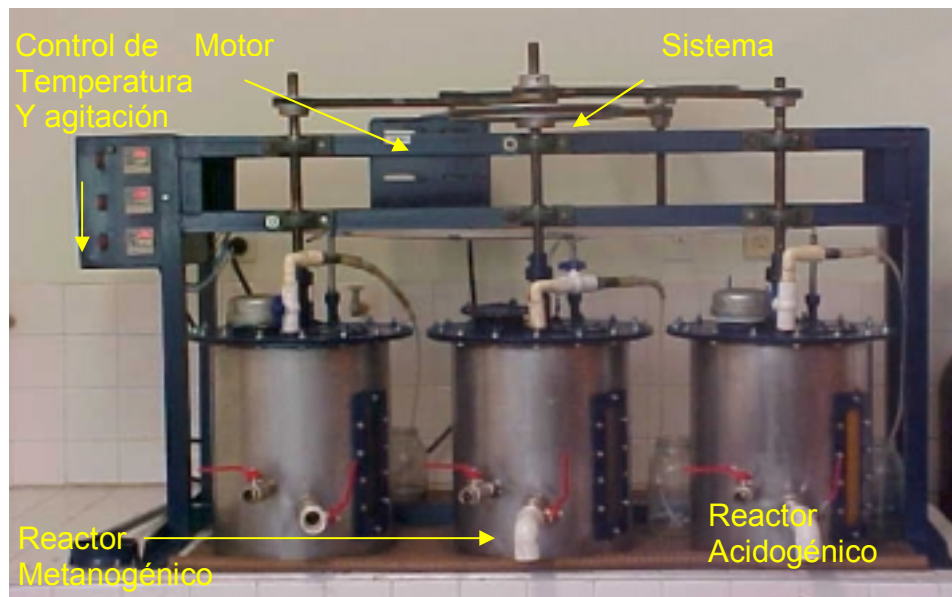
Para la evaluación de los sistemas de digestión anaerobia en dos fases se realiza el diseño de tres biodigestores (ver Figuras 8, 9 y 12) anaerobios de mezcla completa con una capacidad total de 30L, dotados con sistemas de agitación, calentamiento, control de temperatura y agitación. Las dos fases evaluadas son la fase de licuefacción (hidrólisis y acidogénesis) y la fase metanogénica. Los parámetros de evaluación de la fase acidogénica son la producción de Acidos Grasos Volátiles (AGVs), los sólidos totales, la DQO, la temperatura, el pH, la composición y la producción de biogás. La experimentación en los sistemas de licuefacción se llevó a cabo en dos reactores denominados R1 y R2. Las condiciones para la evaluación de los sistemas de licuefacción se listan en la Tabla 20.

**Tabla 20.** Diseño de experimentos para la fase de licuefacción.

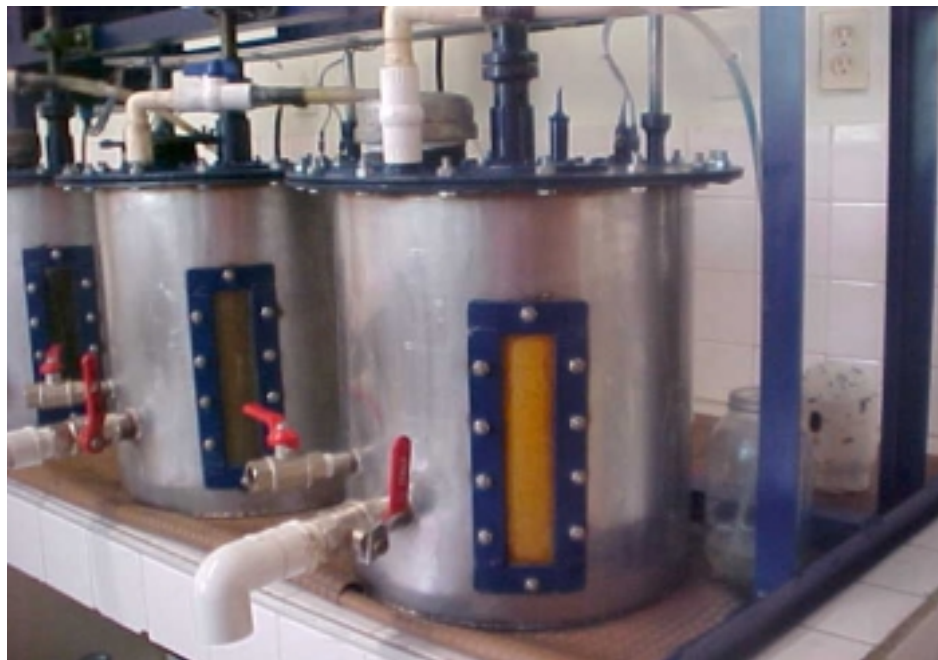
REACTOR	TEMPERATURA (°C)	TRH (Días)
R1	45	21
		12
		8
R2	35	21
		12
		8

\*El Autor

**Figura 8.** Sistema de reactores en dos fases.



**Figura 9.** Reactor de Licuefacción.



La operación de los reactores se realiza con un porcentaje de sólidos del sustrato alrededor del 18%. También se lleva a cabo la operación de los reactores a condiciones de 9% en sólidos con el fin de evaluar el efecto del contenido de agua en el sistema.

**Figura 10.** Reactor Metanogénico.



La fase metanogénica se evalúa tomando como sustrato licor (líquido resultado de la filtración del efluente proveniente de los sistemas de licuefacción). Los sistemas metanogénicos se denominan RM1 y RM2 y sus condiciones de operación se presentan en la Tabla 21.

**Tabla 21.** Diseño de experimentos para la fase metanogénica.

REACTOR	TEMPERATURA (°C)	TRH (Días)
RM1	35	21
		12
RM2	45	21
		12

\*El autor



La toma de datos en los sistemas de licuefacción y metanogénesis se realiza como se muestra en la Tabla 22.

**Tabla 22.** Variables monitoreadas durante la operación de la digestión anaerobia en dos fases.

<b>VARIABLE</b>	<b>PERIODICIDAD</b>
AGVs	Diariamente
PH	Diariamente
Alcalinidad	Diariamente
Composición de Biogás	Diariamente
Sólidos Totales	Semanal (Estabilización del sistema)
Producción de Biogás	Semanal (Estabilización del sistema)
DQO	3 veces por semana

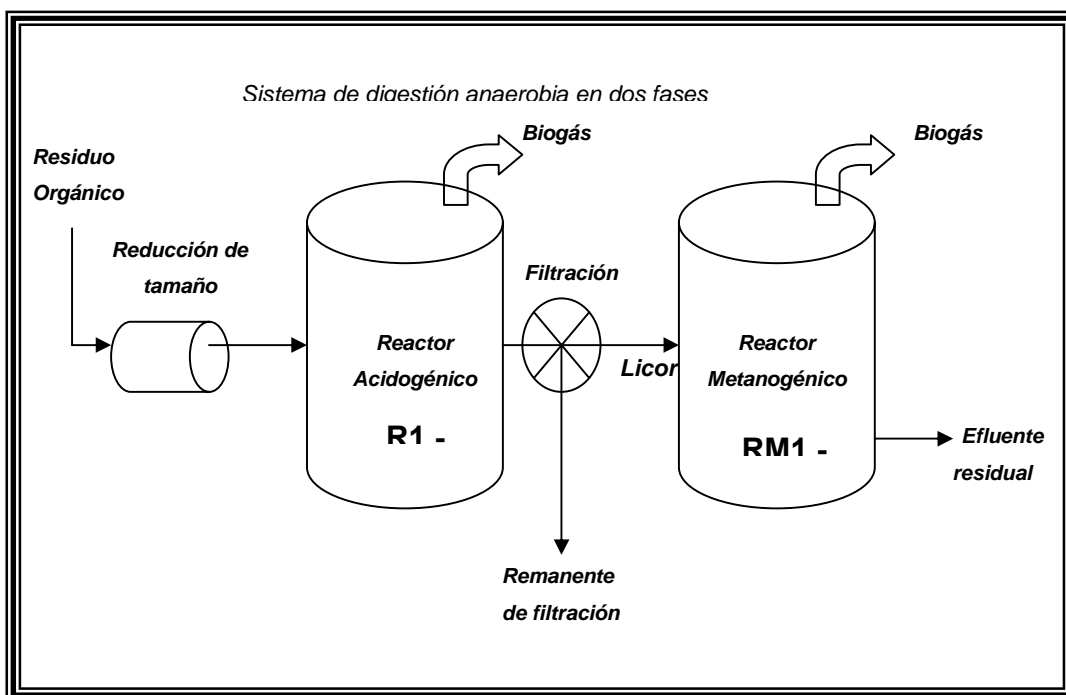
\*El Autor

Durante la operación de los sistemas se examina una muestra del reactor de licuefacción y del reactor metanogénico para evaluar la composición de compuestos volátiles a través de cromatografía de gases de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HRGC/MSD). En la figura 11 se presenta el diagrama de operación para el sistema de digestión anaerobia en dos fases.

## **2.5 DISEÑO DEL SISTEMA DE DOS FASES**

Para llevar a cabo la experimentación del sistema de digestión anaerobia en dos fases buscando realizar una mayor evaluación de éstos en el tiempo disponible, se diseñan tres reactores de mezcla completa con las características descritas en la Tabla 23.

**Figura 11.** Sistema de digestión anaerobia en dos fases.



**Tabla 23.** Características de los reactores anaerobios.

Característica	Descripción
Capacidad Total	30L
Volumen de trabajo	24L
Material	Acero Inoxidable Calibre 18
Agitación	Agitador concéntrico Helicoidal con barredor inferior.
RPM	40
Motor	0.5 Hp, 220 V, Trifásico.
Calentamiento	Resistencia sumergida de Ferro-Niquel, 800 W.
Medidor de Temperatura	Termocupla tipo J.
Control de temperatura y agitación.	Controlador digital de temperatura TZ4ST (AUTONIC), Timmer digital.

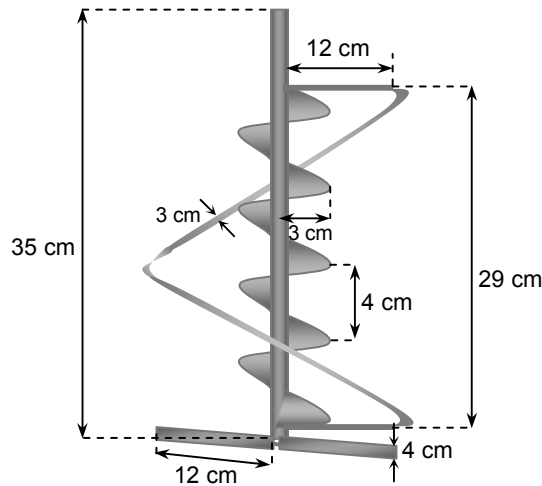
\*El Autor

De acuerdo con el desarrollo y a la optimización de los reactores biológicos es de gran importancia que el medio ambiente donde se realiza la conversión anaerobia sea monitoreado y controlado y que la respuesta del medio sea determinada, con el objetivo de medir y analizar las variables y controlar el sistema.

En instrumentación para reactores biológicos se conocen sistemas para controlar la velocidad de agitación, el pH, el oxígeno disuelto, la viscosidad, la presión, la temperatura, entre otras. Sin embargo para reactores a escala laboratorio la temperatura y el pH son los factores más comunes a medir, las demás variables se miden normalmente en grandes fermentos.

En el diseño de los reactores empleados en este estudio es fundamental el sistema de agitación, ya que por la densidad de algunos componentes del sustrato en el sistema de una fase se observa que éste tiende a separarse del lodo y por otra parte, en los sistemas de licuefacción la masa reaccionante presenta una textura altamente floculenta. El sistema de agitación diseñado permite por medio de sus hélices helicoidales concéntricas generar un régimen de flujo de ascenso-descenso (generando una buena mezcla en el reactor) y el barredor inferior no permite que el lodo y algunos compuestos densos sedimenten en el reactor. En la figura 12 se muestran las especificaciones del agitador y en la figura 13 observamos las especificaciones del tanque.

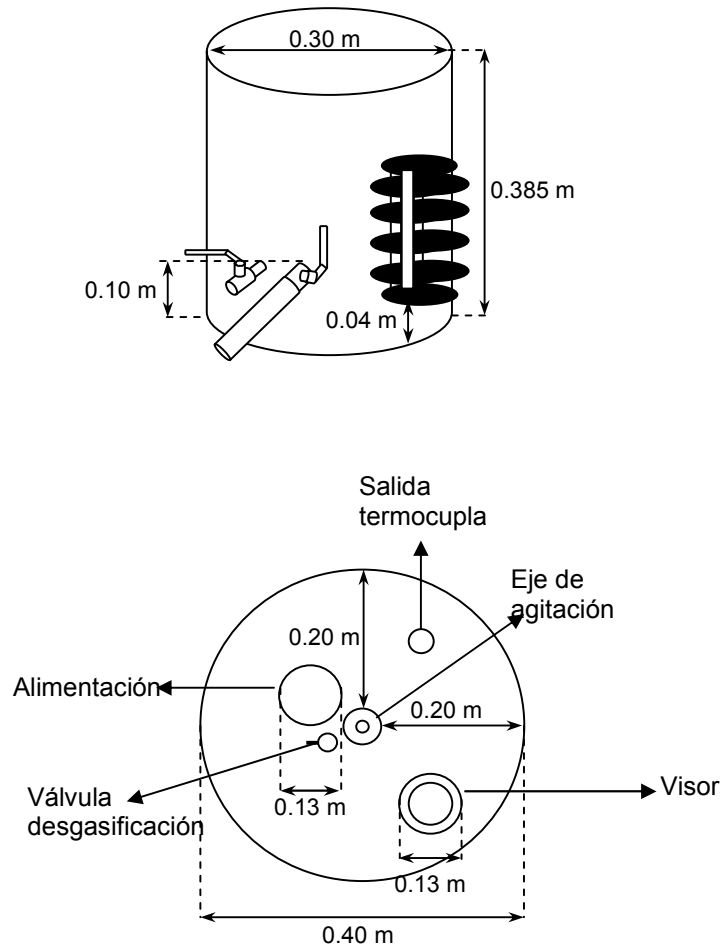
**Figura 12.** Esquema del agitador con sus dimensiones.



Otro factor importante que se debe tener en cuenta durante el proceso de agitación de los sistemas anaerobios para residuos sólidos es la periodicidad de agitación. Durante el proyecto se seleccionó un sistema de agitación con rutinas de 3 horas de agitación y tres de descanso durante todo el día.

Para controlar la temperatura generalmente se usan termistores debido al pequeño margen de temperaturas que se manejan durante la operación, también se usan sensores de platino, termómetros de bulbo y termocuplas. Para este caso la temperatura se controló con un sistema on-off en lazo abierto a través de una resistencia eléctrica y se midió con una termocupla.

**Figura 13.** Esquema del tanque con sus dimensiones.



En el control del pH generalmente se utilizan electrodos con los cuales también se puede medir el potencial redox, pero en la investigación se realizó un control manual diario.

### **3. EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES**

En este capítulo se presentan los resultados y el análisis de la evaluación del sistema de digestión anaerobia en dos fases para la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. La metodología empleada en la evaluación del sistema en dos fases es la siguiente:

#### **3.1 ARRANQUE**

Los reactores de licuefacción y metanogénesis se arrancan con la proporción de lodo y humedad propuesta por Griffin(1998); en este caso 4 L de lodo MIX para un volumen de reacción de 24 L a una temperatura de 25 °C, la cual se incrementó gradualmente hasta llegar a la temperatura de evaluación deseada. Durante la aclimatación los sistemas se alimentaron con una solución 1% de melaza. Posteriormente se inicia el periodo de alimentación para el primer TRH que corresponde a 21 días.

#### **3.2 ALIMENTACIÓN**

En el proceso de alimentación se toma el residuo orgánico procedente de los desechos de preparación de comida, se realiza una etapa de molienda hasta un tamaño de 4-6 mm y posteriormente se alimenta el reactor con la cantidad correspondiente al TRH que se está evaluando. Durante la alimentación del sistema de licuefacción se observó que al realizar la alimentación una vez al día, el reactor presenta problemas en la agitación a medida que se incrementa el contenido en sólidos en éste, ya que el contenido de carga orgánica y las características físicas del alimento generan zonas muertas. Por lo tanto se decide realizar la alimentación dos veces al día con lo cual se soluciona el problema

hidrodinámico. Posteriormente el efluente de los reactores de licuefacción se filtra en una malla de 1 mm y el licor obtenido se suministra al(los) reactor(s) en la fase metanogénica en la cantidad correspondiente al TRH que se encuentra evaluando.

### **3.3 MONITOREO DE LOS REACTORES**

Los reactores se evalúan acorde con lo planteado en el diseño de experimentos. Se toma como parámetro fundamental en el seguimiento de los reactores de licuefacción a la producción de AGVs, asumiendo a estos como el acople en la ruta de biodegradación anaerobia entre la fase acidogénica y metanogénica. El objetivo principal en la evaluación de los sistemas de licuefacción es la máxima producción de AGVs ya que estos pueden ser considerados como un parámetro de valorización de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos<sup>47</sup>. Los reactores metanogénicos se evalúan en forma similar al reactor en una fase, a partir de la producción específica de metano y su porcentaje en el biogás.

### **3.4 ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS DE OPERACIÓN DURANTE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN DOS FASES**

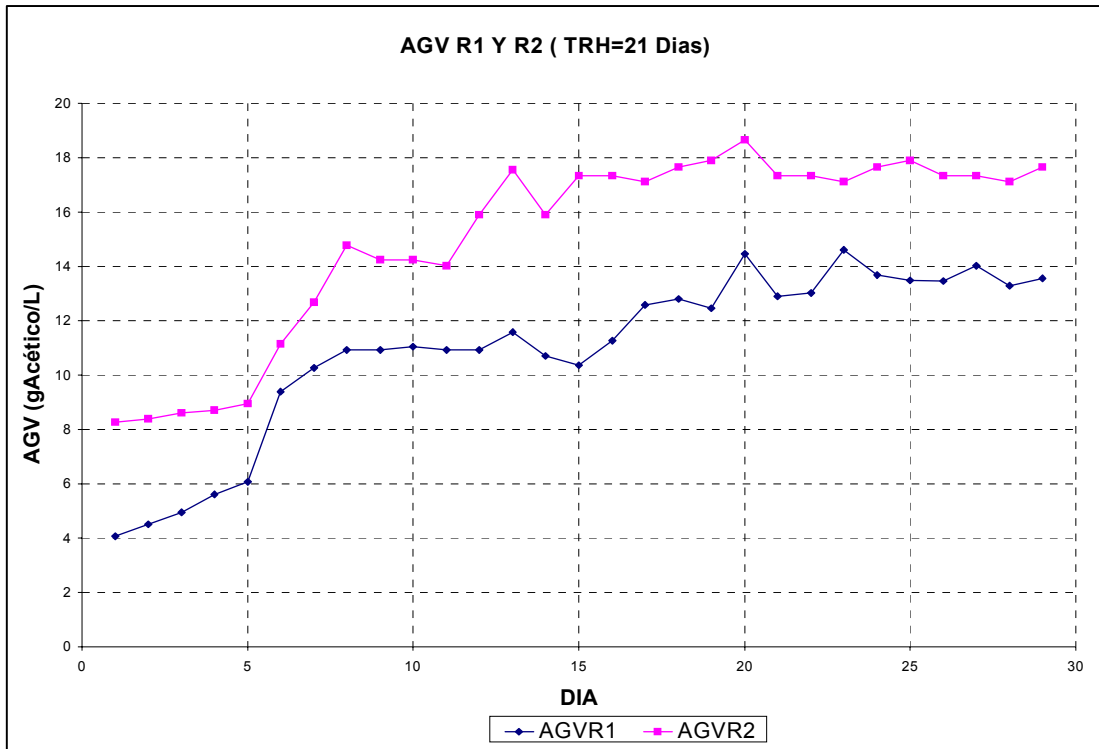
#### **3.4.1 Efecto de la temperatura sobre la fase de licuefacción evaluada a un TRH de 21 días.**

Inicialmente los sistemas de licuefacción se evalúan para un TRH de 21 días en cada uno de los respectivos reactores R1 (45°C) y R2 (35°C), en los que se monitorea la producción de AGVs mostrándose el comportamiento que se presenta en la Gráfica 1.

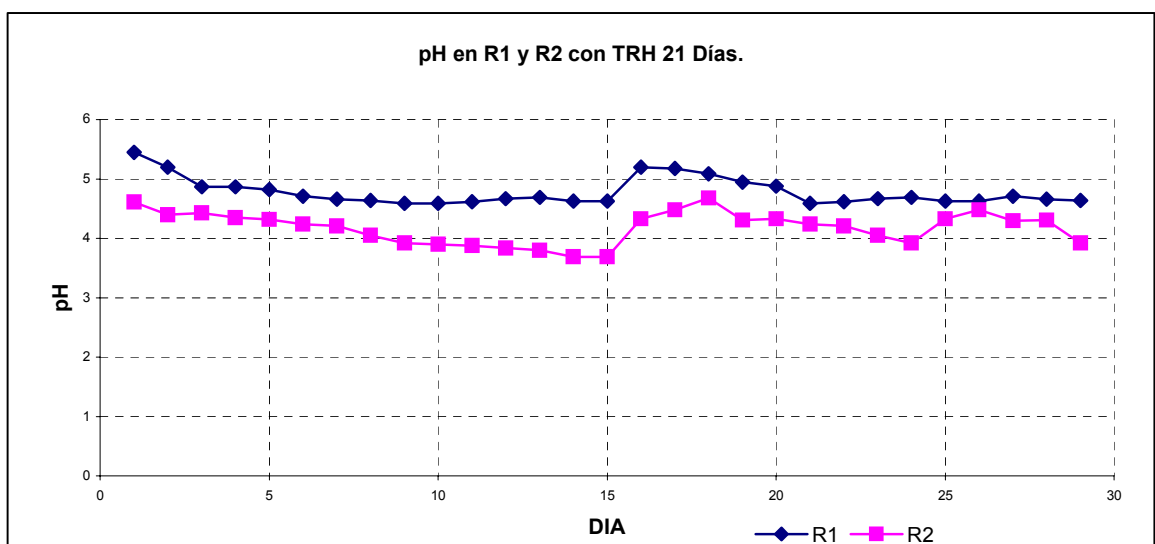
---

<sup>47</sup>BRUMMELER *et al*, 1991

**Gráfica 1.** AGVs en los reactores R1 Y R2 para un TRH de 21 Días.



**Gráfica 2.** pH en R1 y R2 con un TRH de 21 Días, 18% ST.



En la Gráfica 1 se observa una mayor producción de AGVs para el reactor R2 que se encuentra a 35 °C, es decir a una temperatura mesófila. La producción de



AGVs se encuentra alrededor del 17 g. Acético/L en el reactor R2 y 14 g. Acético/L en el reactor R1. Este comportamiento muestra la estabilidad que se presenta en el sistema en condiciones mesofílicas y el efecto que ejerce el aumento en la temperatura en la estabilidad de la dinámica microbológica.

El comportamiento del pH en este sistema se representa en la Gráfica 2, donde se puede observar un pH más bajo para el reactor R2 causado por la mayor concentración de ácidos en este sistema. El pH durante la evaluación de los sistemas y toda la experimentación en los reactores acidogénicos no fue controlado. Es decir se permitió al sistema tomar el valor del pH que se generará debido a su actividad biológica. Los valores de pH obtenidos se encuentran en el rango permitido para la actividad hidrolítica-acidogénica, según lo reportado por la literatura<sup>48</sup>, pero también favorece la fermentación alcohólica. El pH durante la evaluación del resto de experimentos permaneció en el intervalo mostrado en el gráfico 2.

Es importante observar que para complementar la evaluación de los sistemas de licuefacción se debe realizar ésta analizando el efecto del pH, para visualizar el efecto sobre la actividad hidrolítica-acidogénica en los lodos tomados como inóculo con el sustrato escogido.

### **3.4.2 Efecto de la dilución del sustrato y la temperatura sobre la fase de licuefacción evaluada a un TRH de 12 días.**

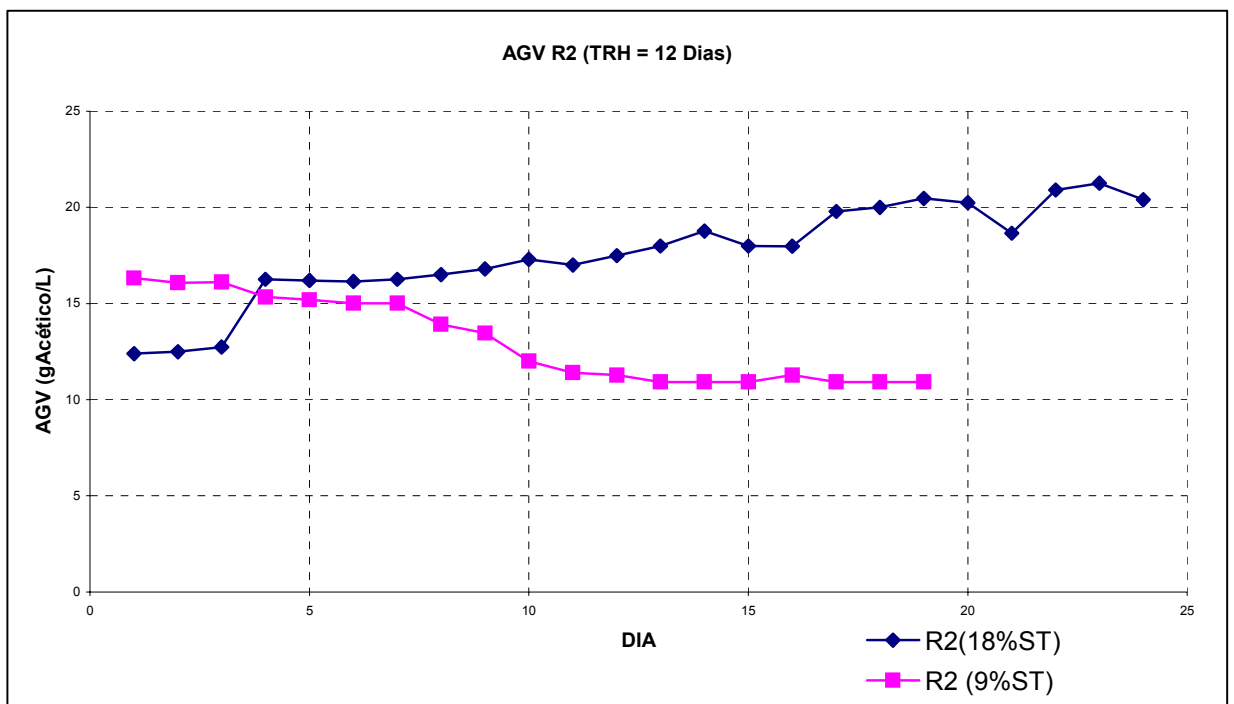
Para evaluar el efecto de la dilución del sustrato en el proceso de digestión anaerobia en dos fases se realiza la fase de licuefacción para un TRH de 12 Días en el Reactor R2 con un porcentaje de sólidos totales de 18 % y 9 %. La producción de AGVs en el reactor R2 es la que representa la Gráfica 3.

---

<sup>48</sup>LETTINGA, G, HULSHOFF, W.L, ZEEMA, G. Biological Wastewater Treatment Part I Anaerobic wastewater Treatment, wageningen Univeriteit. 2002. pg 5.2.

En la Gráfica 3 se observa que al incrementar el contenido de sólidos totales en el sustrato de 9% a 18% con un TRH de 12 Días se aumenta la producción de AGVs en el reactor R2 en un porcentaje del 45%. Al mismo tiempo el promedio de DQO en el licor del efluente aumenta de 32906 mg./L de O<sub>2</sub> a 79413 mg./L de O<sub>2</sub> (ver Tabla 24) lo que en términos porcentuales equivale a un 58.5%. En la evaluación del sistema con los dos tipos de sustratos, se muestra una mayor producción de AGVs por Kg. de COT alimentado en los sistemas para el proceso con sustrato con un porcentaje en sólidos totales del 9%.

**Gráfica 3.** AGVs para R2 con sustrato de 9% y 18% en ST.

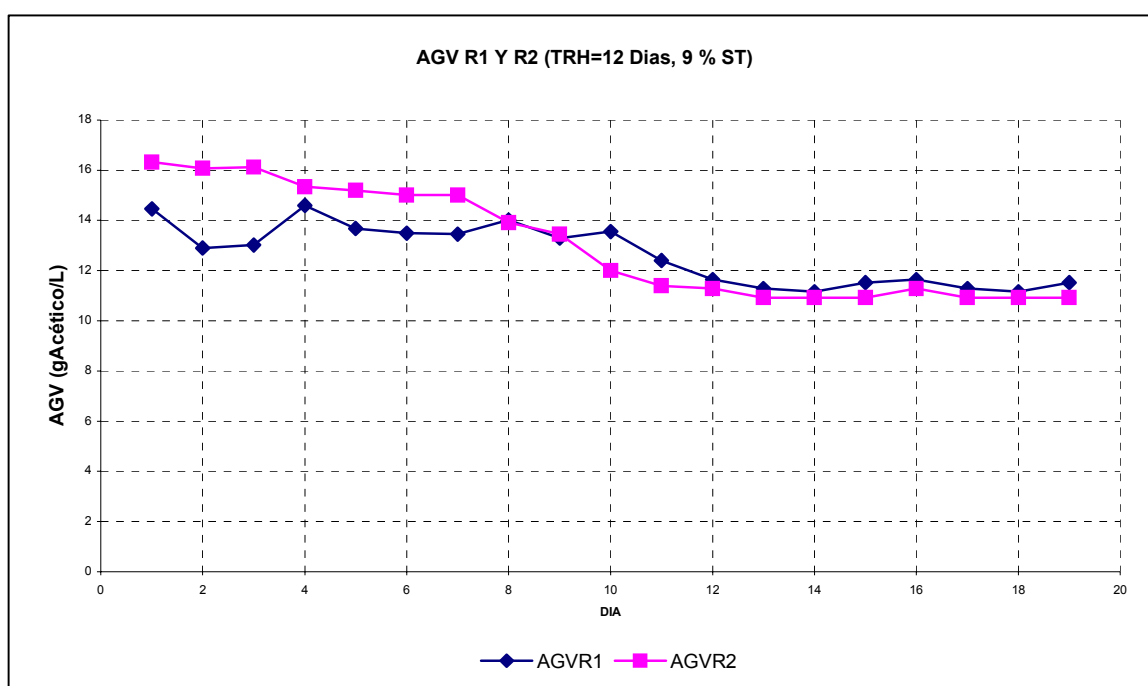


**Tabla 24.** DQO de los efluentes líquidos en los reactores de dos fases.

REACTOR-TRH	PROMEDIO DQO (mg/L O <sub>2</sub> )
R1-21	29867
R2-21	31660
R1-12(Diluido)	36470
R2-12	78143
R2-12(Dilución)	32906
R1-8	70375
R2-8	72300
RM1-21	7388
RM1-12	28322
RM2-21	69125

Lo anterior muestra que al incrementar el contenido de sólidos totales en el sustrato de 9% a 18% la producción de AGVs en el sistema se incrementa en un 55%. Por lo tanto la actividad acidogénica de los microorganismos corresponde a la modificación realizada sobre el sistema.

**Gráfico 4.** Producción de AGV en R1 y R2 con 9% ST en el sustrato.



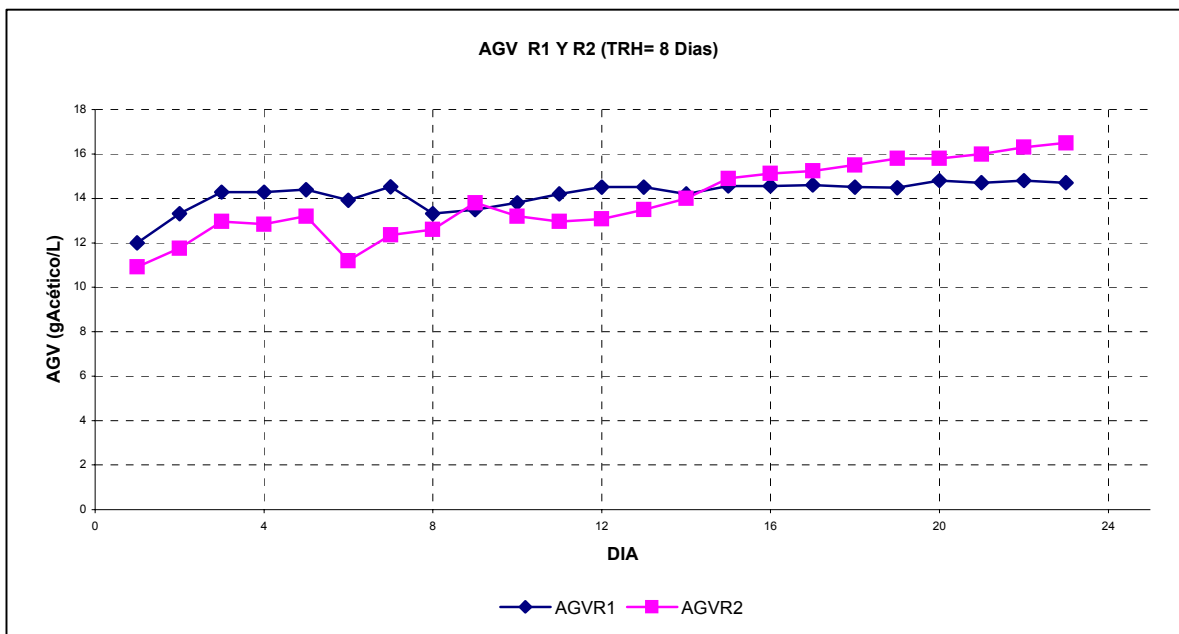
El reactor R1 se evalúa con un contenido de 9% en sólidos totales en el sustrato, con el fin de evaluar el efecto de la temperatura sobre los sistemas de licuefacción operando en condiciones de dilución. El comportamiento de los sistemas R1 y R2 bajo este efecto se representa en la Gráfica 4.

En la Gráfica 4, se muestra que el efecto de la temperatura sobre la fase de licuefacción, operando con un contenido de sólidos totales en el sustrato del 9%, es despreciable.

### **3.4.3 Efecto de la temperatura sobre la fase de licuefacción evaluada a un TRH de 8 días.**

Posterior a la evaluación del TRH de 12 Días se valoran los sistemas de licuefacción hasta un TRH de 8 Días. En este caso de estudio (Gráfico 5) se encuentra en los dos reactores una disminución en la producción de AGVs hasta valores de 16.5 g. Acético/L en R2 y 14.5 g. Acético/L en R1 con respecto a los anteriores TRH evaluados. Esto representa una disminución en la producción de gramos de AGVs como acético por Kg. de sustrato húmedo alimentado, como se puede observar en la Tabla 25. Como se observa en la operación del sistema de licuefacción con un TRH de 12 días y un porcentaje de ST del 9%, el efecto de la temperatura no es notorio.

**Gráfica 5.** AGVs en R1 y R2 con un TRH de 8 Días, 18% ST.



**Tabla 25.** Relación de AGVs producido por Kg. de sustrato húmedo alimentado.

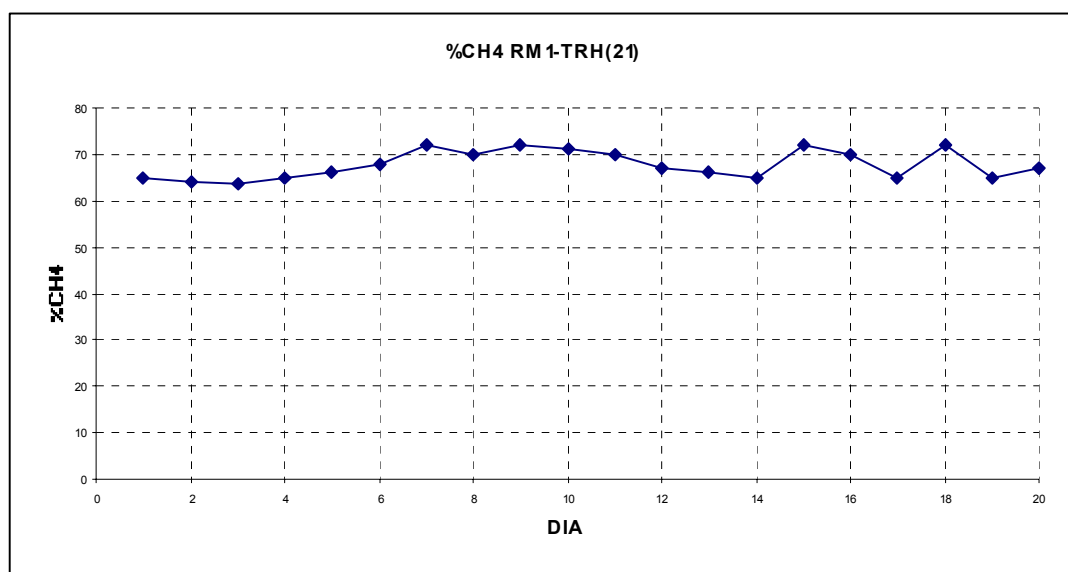
REACTOR-TRH	g. Acético/Kg. sustrato
R1-21	280
R2-21	340
R1-12(DIL)	135
R2-12	240
R2-12(DIL)	132
R1-8	116
R2-8	132

### 3.4.4 Efecto de la temperatura y el TRH en los reactores metanogénicos.

Para complementar la evaluación del sistema de digestión anaerobia en dos fases, se operan simultáneamente los reactores metanogénicos que se alimentan

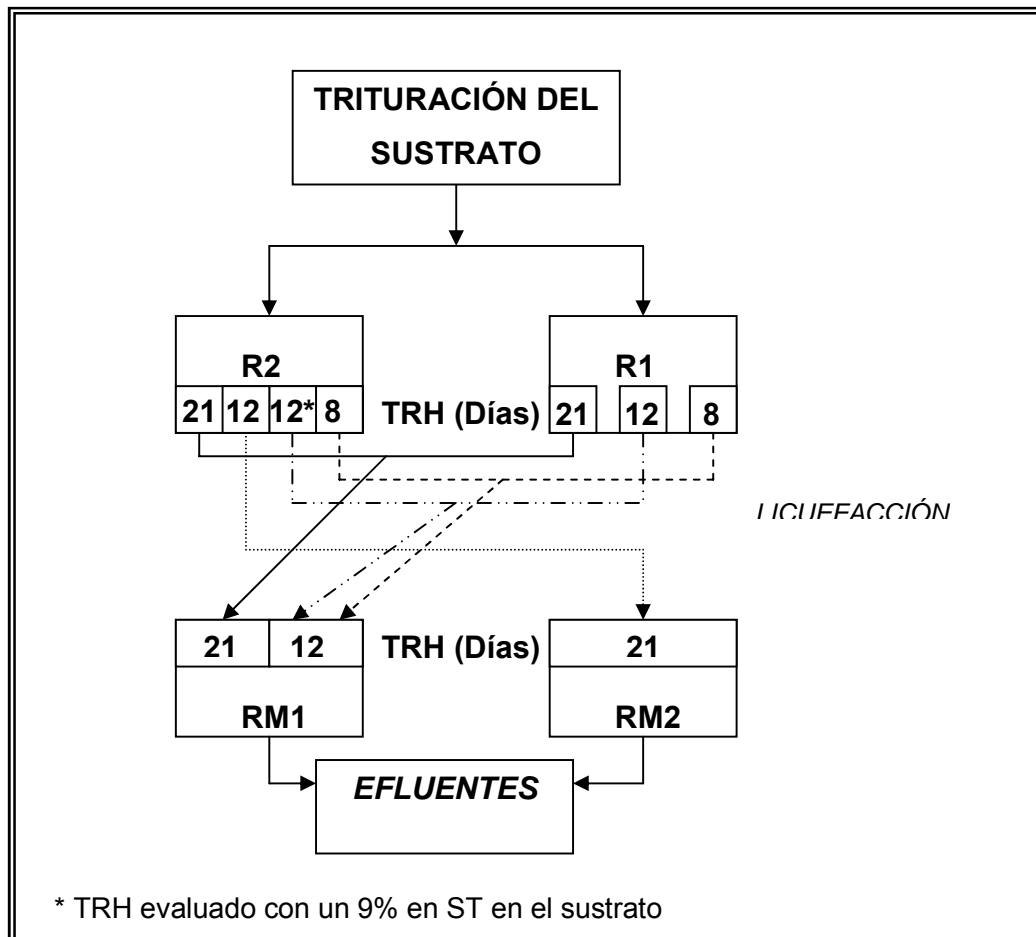
con un sustrato proveniente de la mezcla de los efluentes de los reactores de licuefacción, previamente filtrados como se explica anteriormente. La metodología empleada para la evaluación del sistema en dos fases se presenta en la figura 14.

**Gráfica 6.** Porcentaje de metano en el biogás producido en RM1 con un TRH de 21 Días.



El contenido en DQO de cada uno de los efluentes utilizados en la alimentación de los reactores metanogénicos se presenta en la tabla 25.

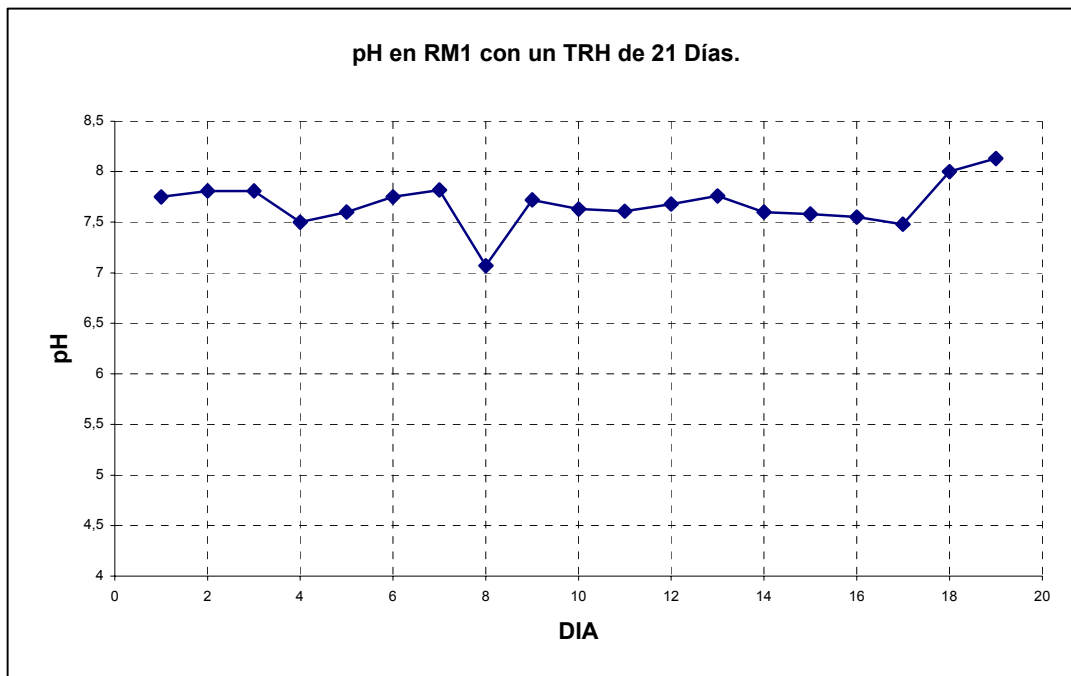
**Figura 14.** Metodología experimental utilizada para la evaluación del sistema de digestión anaerobia en dos fases.



Durante la evaluación del TRH de 21 días se observa una gran estabilidad en el porcentaje de metano (ver Gráfica 6) en el biogás producido, encontrándose alrededor del 68% y logrando un valor de  $1.4 \text{ m}^3 \cdot \text{CH}_4 / \text{m}^3 \cdot \text{Reactor} \cdot \text{Día}$  en condiciones de estabilidad. El contenido de AGVs en este TRH para el reactor RM1 se estabiliza en un valor de 3.4 g. Acético/L.

El comportamiento del pH en el reactor RM1 con un TRH de 21 días se muestra en la gráfica 7. Se puede observar en esta gráfica un comportamiento estable del pH y en los rangos que se favorece la fase metanogénica.

**Gráfico 7.** pH en el reactor RM1 con un TRH de 21 Días.



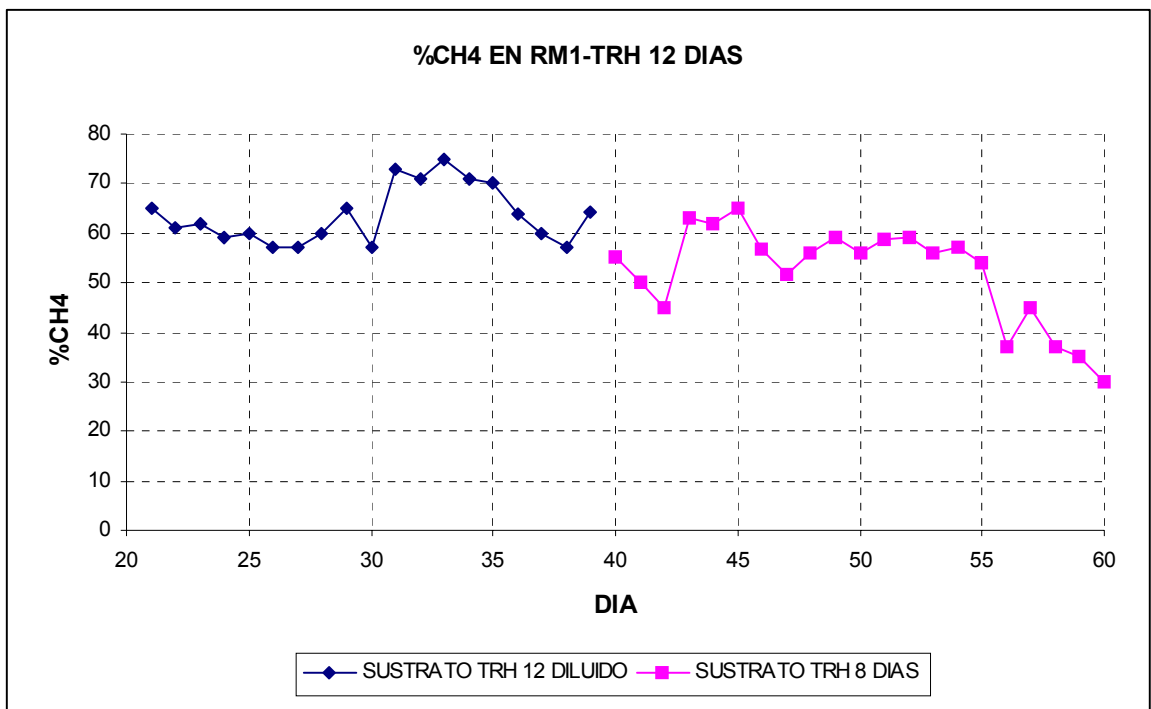
Para la evaluación del sistema metanogénico RM1 con un TRH de 12 días se realizan dos tipos de pruebas. Primero la evaluación del TRH con un sustrato proveniente de los reactores R1 y R2 operando con un TRH de 12 días y una concentración de sólidos totales en el sustrato de 9%. Posteriormente se evalúa el sistema con el mismo TRH pero con un sustrato proveniente de los reactores R1 y R2 operando con un TRH de 8 Días, con el fin de evaluar el incremento en ácidos y contenido de carga orgánica en el sustrato metanogénico. El porcentaje de metano en el biogás se representa en la gráfica 8.

En la gráfica 8 se observa un comportamiento regular en la concentración de metano en el biogás con un valor alrededor del 65% cuando se alimenta el reactor metanogénico con un sustrato con un contenido en DQO de 34688 mg./L de O<sub>2</sub>. En estas condiciones de operación del reactor se llega a una producción promedio en estado estable de metano de 1.65 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>·Reactor·Día.



Posteriormente se realiza la alimentación del reactor evaluando el mismo TRH pero tomando como sustrato el efluente proveniente de los reactores R1 y R2 operando a un TRH de 8 días con un contenido en DQO de 71381 mg./L de O<sub>2</sub>.

**Gráfica 8.** Porcentaje de metano en el biogás producido en RM1 con un TRH de 12 Días.

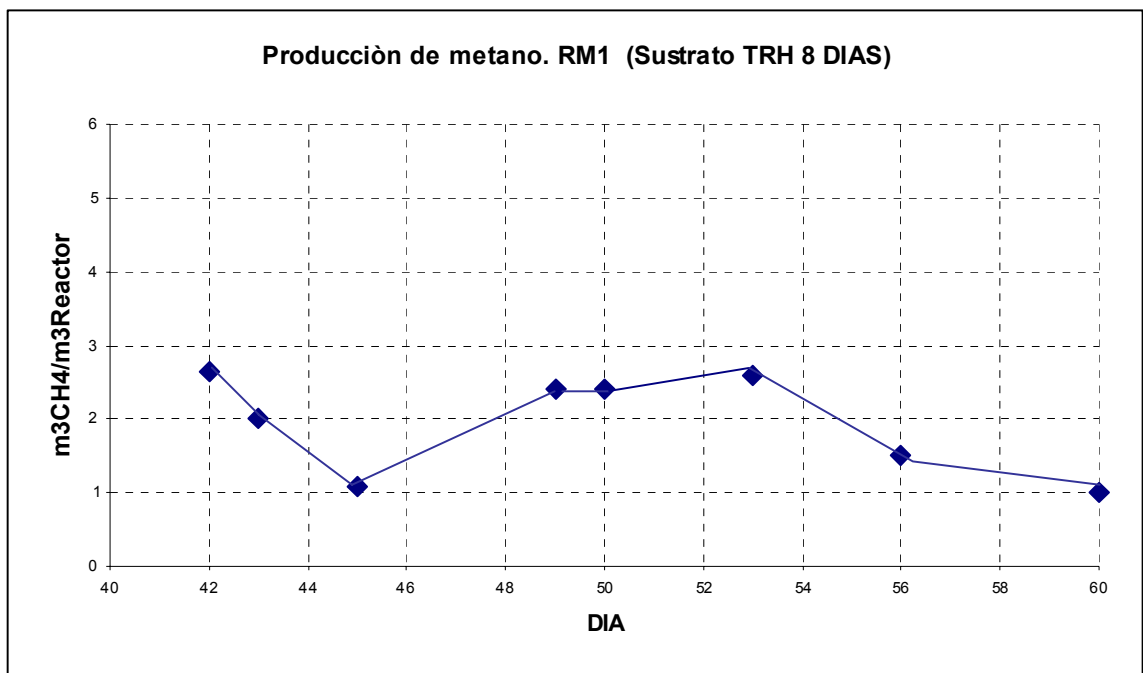


En este caso se obtuvo un incremento considerable en la producción de metano hasta un valor de 2.6 m<sup>3</sup>·CH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup>·Reactor·Día en los primeros días de alimentación (Ver Gráfica 9) y posteriormente un descenso brusco en la producción de metano, causada por el descenso del pH del sistema.

Para el estudio de la metanización del efluente de la fase de licuefacción en el reactor RM2 se realiza el arranque con un TRH de 21 Días y sustrato proveniente del reactor R2 operando con un TRH de 12 Días con un porcentaje en sólidos totales del 18%. Después del periodo de aclimatación del lodo (similar al de los

demás de reactores) se realiza el arranque del reactor con dicho sustrato. El comportamiento del porcentaje de metano en el biogás presentado en este reactor se observa en la gráfica 10.

**Grafico 9.** Producción de metano en RM1 con un sustrato con un contenido de DQO de 71381 mg./L O<sub>2</sub>.



Como se puede observar, tan pronto se inicia la alimentación del reactor el porcentaje de metano en el biogás desciende bruscamente del 77% al 14% y posteriormente fluctúa entre valores alrededor del 20% de metano. Durante la evaluación de este reactor se registra una alta inestabilidad en el sistema la cual se puede observar en el comportamiento del pH mostrado en la gráfica 28. Esta inestabilidad se trata de contrarrestar por medio del ajuste del pH con la adición de bicarbonato de sodio cada vez que este descendía hasta valores no permitidos para el desarrollo de la fase metanogénica.

Durante la operación de RM2 con un TRH de 21 los valores de AGVs alcanzaron los 21.04 g. Acético/L. Esto muestra la poca actividad metanogénica debido al carácter inhibitorio de la concentración de los ácidos sobre los microorganismos en comparación con la evaluación del sistema a temperaturas mesofílicas evaluadas en el reactor RM1 como se demostró anteriormente. Es importante contrastar que para RM2 con un TRH de 21 Días se obtuvo una producción de biogás de  $1.6\text{ m}^3\text{ CH}_4/\text{m}^3\cdot\text{Reactor}\cdot\text{Día}$  con un porcentaje de metano promedio del 20%, mientras que con el reactor RM1 se alcanzaron valores alrededor de  $1.4\text{ m}^3\text{ CH}_4/\text{m}^3\cdot\text{Reactor}\cdot\text{Día}$  con una composición promedio de metano del 68% de metano y una DQO menor en el sustrato proveniente de la fase de licuefacción.

Debido a la inestabilidad que presenta el reactor RM2 mostrada en su acidificación, no se realizó la evaluación de un TRH menor ya que se ha de esperar con el aumento de contenido en carga orgánica una menor actividad metanogénica. También se puede inferir que la temperatura evaluada en R2 es una temperatura que genera, que corresponde a un punto de inestabilidad para el sistema metanogénico para la fracción orgánica de los residuos sólidos como se reporta en la literatura<sup>49,50</sup> pero corroborándolo con lodos anaerobios locales.

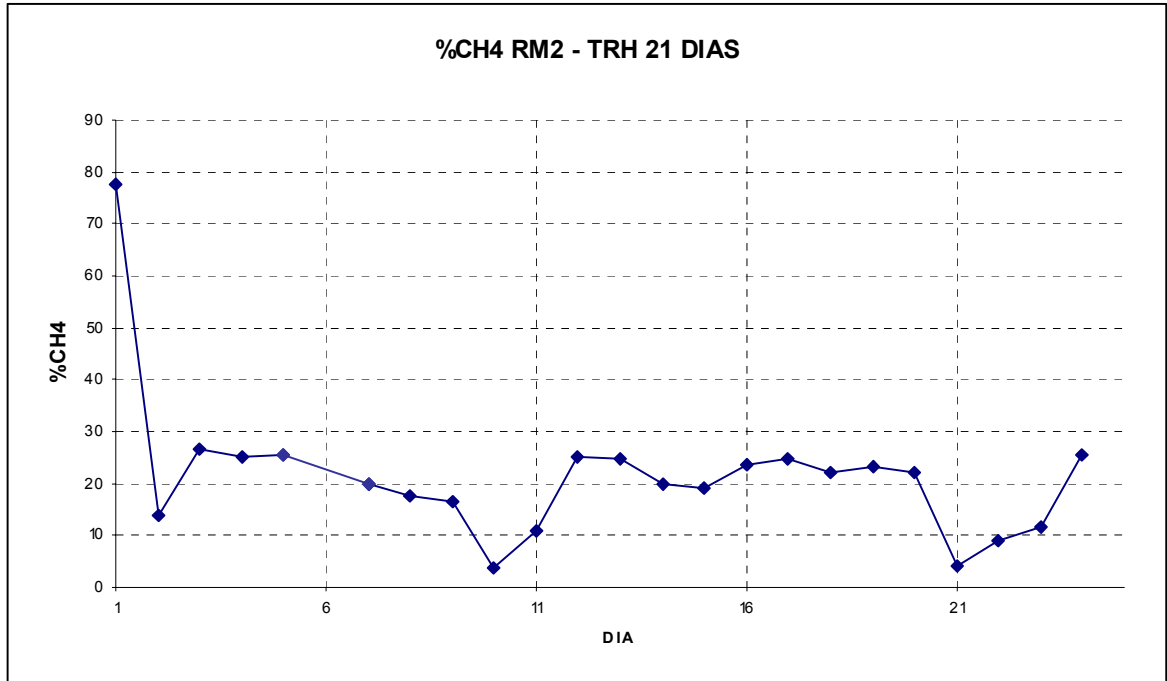
Para analizar la fijación de carbono del sustrato en el biogás, se tiene un valor del 48% de COT de alimento en la fase de licuefacción, 46% de COT a la salida del sistema que se encuentra operando a un TRH de 21 Días mostrando una disminución del 2% de COT como biogás producido en dicha fase.

---

<sup>49</sup>**VAN LIER, J.B.; REBAC, S. AND LETTINGA, G.** High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic condition. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 35, N° 10, pp. 199-206, 1997.

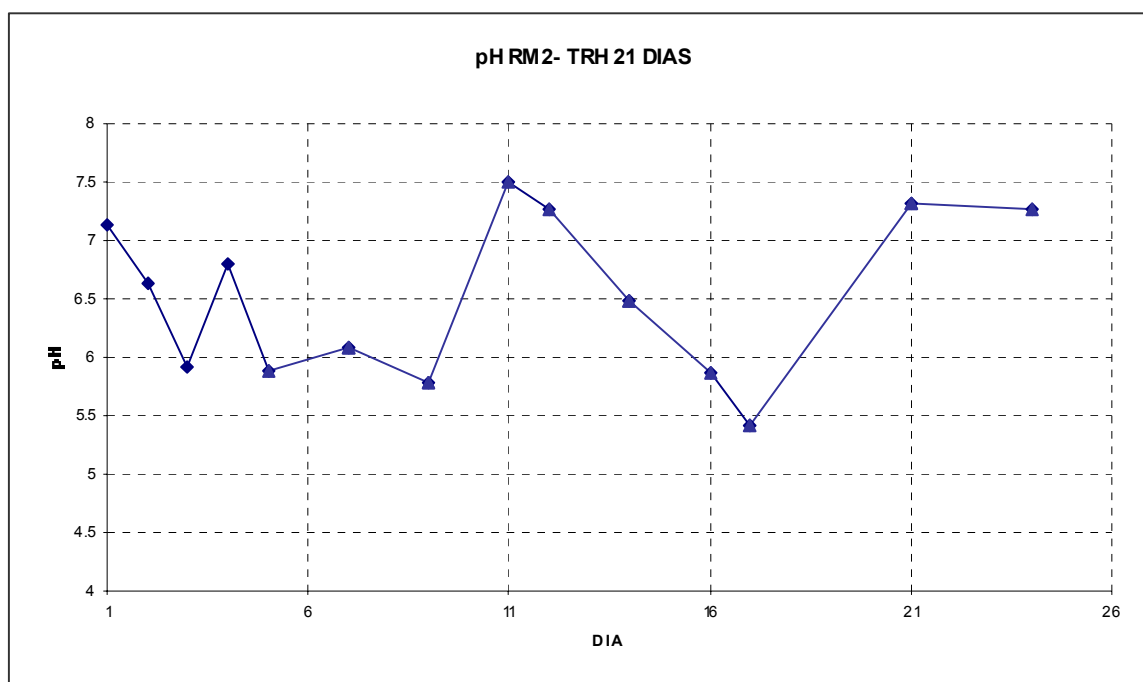
<sup>50</sup>**PAVLOSTATHIS, S.G. and GIRALDO-GOMEZ, E.** Kinetics of Anaerobic Treatment. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 24, No. 8. (1991); p. 35-59.

**Gráfica 10.** Porcentaje de metano en el biogás producido en RM2 con un TRH de 21 Días.



A la salida del reactor de licuefacción se tiene un efluente con 46% en COT, este efluente se separa por filtración y se obtiene un licor el cual presenta un contenido de AGVs de 17 g. Acético/L y una DQO de 30763 mg./L de O<sub>2</sub> aproximadamente. Cuando se llega al estado estable en el sistema metanogénico el efluente en este alcanza unos valores de 18.2% de COT, 3.2 g. Acético/L y una DQO 7388 mg./L de O<sub>2</sub>. Los datos anteriores permiten estimar un porcentaje de fijación de carbono en el biogás del 79.7% en el reactor metanizador y una fijación de carbono en el biogás en el sistema global de dos fases de 51.2% contabilizando el carbono que se encuentra en el biogás del reactor de licuefacción y el carbono fijado en el biogás del metanizador que posee una composición promedio de 68% CH<sub>4</sub>.

**Gráfica 11.** pH en RM2 con un TRH de 21 Días.



El porcentaje tan bajo de fijación de carbono en el sistema de dos fases se puede atribuir a la forma de operación del sistema, ya que en este no se recircula el sólido resultado de la filtración, el cual contiene aproximadamente un 36% del carbono alimentado lo que causa un efecto en la disminución de la eficiencia en la licuefacción y una disminución en el tiempo de retención de biomasa en esta misma etapa. En la literatura se operan estos sistemas con recirculación de sólidos encontrándose una mayor fijación de carbono en el biogás<sup>51</sup>.

Respecto a la Energía bruta específica producida se estima para un TRH de 21 en el sistema en dos fases de 750 KJ/d y las pérdidas por convección un valor de 350 KJ/d. En estas estimaciones no se contabiliza la energía consumida por agitación y por calentamiento. La evaluación de la eficiencia energética en los sistemas

<sup>51</sup> RAYNAL. J, Delgenés. P, Moletta. R, Two-Phase Anaerobic Digestion of Solid Wastes By a Multiple Liquefaction Reactors Process, *Bioresource technology*, 1998.

anaerobios operados en esta investigación queda planteada como un problema de escalamiento, ligada a la producción de metano por volumen de reactor.

En la Tabla 26 se muestra la composición del efluente obtenido en la operación del sistema en dos fases, con un TRH de la fase metanogénica de 21 Días.

**Tabla 26.** Nutrientes en el efluente metanogénico (TRH=21 Días).

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>
Carbono orgánico total	18.2%
Nitrógeno total	0.847%
Potasio	1.543%
Fósforo	1.20%
C/N	21.2
C/K	11.8
C/P	15.1

Se puede concluir, que bajo las condiciones evaluadas en la presente investigación, los mejores resultados obtenidos considerando la estabilidad de los sistemas y la producción de metano, fue la operación evaluada en los reactores de licuefacción operando con un TRH de 21 días y sustrato con 18% en ST, acoplada a la fase metanogénica operando con un TRH de 21 días y una temperatura de 35°C.

#### **3.4.5 Análisis de los resultados de la cromatografía de gases de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HRGC/MSD).**

En la Tabla 27 se pueden observar algunos de los resultados de la cromatografía de gases de alta resolución acoplada a espectrometría de masas (HRGC/MSD),

que se realizó a los efluentes de los reactores de licuefacción y metanogénesis operando a un TRH de 12 días. En esta se puede observar la presencia de un contenido aproximado del 14% de ácido acético-etanol, 4.82% de ácido hexanóico y muchos otros compuestos como fenoles, terpenos oxigenados, esterés y monoterpenos, en el efluente del reactor de licuefacción. Estos componentes reflejan la actividad hidrolítica-acidogénica sobre los constituyentes del sustrato.

Es importante observar de la información presentada anteriormente, que la evaluación de los reactores de licuefacción a partir de la medida de los AGVs no es de hecho un indicador de la actividad microbiana con direccionamiento acetogénico. Esto se puede observar en la composición de ácidos que se encuentra en la cromatografía, la cual muestra la presencia de ácido hexanóico, siendo este el cuantificado mediante la técnica de titulación volumétrica que se efectúa para los AGVs. Por el contrario, sí es un indicador del equilibrio químico del pH en el sistema como se muestra en las gráficas 1 a 5

**Tabla 27.** Cromatografía reactores en dos fases (TRH 12 Días).

Compuesto	Cantidad Relativa, %	
	Reactor Metanogénico	Reactor Acidogénico
Etanol+ Propanol	---	14.59
Ácido Propanóico	0.48	---
Ácido Butanóico	4.86	---
Ácido Pentanóico	4.73	---
Ácido Hexanóico	17.27	4.82
4-Metil fenol	17.45	3.14
Ácido Heptánoico	10.32	---
$\alpha$ -Terpinoleno	---	1.17
Ácido hexahidrobencóico	1.068	---
3-Nonen-1-ol+2-hidroxiproato	---	1.14
6-Dodecanol	---	3.38
2-Nonenal+2-etil fenol+ácido octanóico	---	3.68
1-Deceno	---	4.42
Ácido Octanóico	7.78	---
Terpinen-4-ol	---	1.44
2-metoxi-4-metil fenol	---	9.74
$\alpha$ -Terpineol	---	1.9
3,7-Dimetil-2,6-octadienal	---	1.14
Ácido Nonanóico+ <i>trans</i> -2-tridicenal	---	2.12
Decanol + succinato de dipropilo+ $\alpha$ -terpinoleno	---	3.95
Ácido nonanóico	3.94	---
Eugenol	---	2.58
Ácido decanóico	1.24	---
$\gamma$ -Nonalactona	0.75	10.93
3-Metil-Indol	24.68	---
6,10-Dimetil-5,9-undecadien-2-ona	---	2.43
Dietil ftalato + sesquiterpeno oxigenado + $\gamma$ -dodecalactona	---	1.84

\*FUENTE:CIBIMOL-UIS

El reactor de licuefacción opera a condiciones tales que favorece la producción de ácidos grasos entre cinco y ocho carbonos, con una gran cantidad de alcoholes, fenoles, esteres y lactatos. Lo anterior indica que existe un importante equilibrio químico dinámico en el licor de estos reactores producto de una parte del mecanismo de oxidación anaerobia, pero sin culminar en la fase acetogénica propiamente dicha.



Existen evidencias sobre el mecanismo dominante de la digestión anaerobia, que indica que ocurrió preferencialmente por la ruta hidrogenofílica y no por la ruta acetoclástica, porque:

- Los análisis cromatográficos no muestran contenido alguno de ácido acético en el licor efluente del R1 y del R2.
- Según la procedencia de los lodos inóculo, no se deben encontrar grupos de microorganismos acetoclásticos, según lo reportado en investigaciones nacionales<sup>52,53</sup>
- Aunque no se valida la presencia del ácido acético, si es comprobable la presencia de metano en el biogás, hecho que confirma la existencia de microorganismos metanogénicos en el lodo, pero que fundamentalmente ellos utilizan como sustrato sustancias diferentes al acético.
- El valor del pH al cual se operó en forma libre el reactor de licuefacción, no permite (según las referencias) la actividad biológica de grupos acetogénicos y por el contrario ese mismo valor se referencia como el apropiado para la fermentación etanólica y láctica. Los resultados cromatográficos del licor en R1 y R2 muestran contenidos significativos de etano, propanol, fenoles y lactatos y refuerzan esta observación.

---

<sup>52</sup>Optimización de la etapa de arranque de reactores anaerobios mediante el mejoramiento de la calidad de diferentes semillas en condiciones dinámicas de operación. Informe técnico final, proyecto de investigación COLCIENCIAS: 1106-12-031, Universidad de Antioquia-Universidad del Valle, 2001.

<sup>53</sup>Caracterización microbiológica y fisicoquímica de lodos utilizados en plantas de tratamiento anaerobio de la industria cervecera. Informe final COLCIENCIAS: 1101-2-1134-98, Universidad Nacional, sede Santa Fé de Bogotá, 2001.

La operación de R1 y R2 sin control de pH no garantiza la especialización de los lodos dirigida hacia la acetogénesis, razón por la cual en esta experimentación los reactores operaron como hidrolizadores y fermentadores alcohólicos, lo que permite afirmar que de los diferentes tipos de fuentes de carbono contenidos en los residuos sólidos tratados, solo se logró la biodegradación en la primera fase de los carbohidratos y los azúcares. Las proteínas y las grasas presentes en los residuos muy seguramente precipitaron, puesto que para un pH tan bajo como el encontrado, estos compuestos no subsisten en la forma hidrolizada<sup>54</sup>. Este hecho se confirma por la presencia de compuestos tipo Indol y Ácidos grasos de cadena larga en el licor efluente de RM1 y RM2 en cantidades significativas.

Los reactores RM1 y RM2 en realidad utilizaron como una parte de su sustrato, la fracción proteínica y de grasas del carbono originalmente alimentado. Este hecho se confirma por lo anteriormente expresado referente a los compuestos indólicos y a la presencia de ácidos grasos de cadenas largas en el efluente de ellos. La otra fuente de carbono utilizada en estos reactores fueron los alcoholes y ésteres obtenidos en los reactores R1 Y R2, observación confirmada a través del análisis cromatográfico de los efluentes correspondientes, los cuales muestran muy bajas cantidades de fenoles y ésteres y una presencia nula de etanol y propanol.

Se evidencia en RM1 y RM2 una conversión del carbono alimentado a metano de hasta un 79.7%, cifra que se considera aceptable desde el punto de vista operacional. Pero considerando el tipo de sustrato utilizado y el comportamiento operacional de los reactores de licuefacción, es posible afirmar que estos reactores desarrollaron una digestión anaerobia en una fase con una incipiente especialización del lodo hacia una metanogénesis pura.

---

<sup>54</sup>LETTINGA. G, Hulshoff. W.L, Zeema. G, Biological Wastewater Treatment Part I Anaerobic wasterwater Treatment., wageningen Universiteit. 2002. pg 2.5.

#### **4. COMPARACIÓN DE LOS SISTEMAS DE DIGESTIÓN ANEROBIA DE RSU EN UNA Y DOS FASES**

En este capítulo se realiza una comparación del desempeño del sistema de digestión anaerobia en dos fases con el sistema evaluado en una fase durante el marco del proyecto de investigación de realizado para COLCIENCIAS. Esta comparación se reporta con el fin de evaluar el aporte o los inconvenientes que implican la operación del sistema de digestión anaerobia en dos fases con respecto al de una fase, como alternativa para el tratamiento en de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.

El primer paso para el análisis de los sistemas de digestión anaerobia en una y dos fases, es evaluar las características fisicoquímicas y de biodegradabilidad del sustrato alimentado en estos sistemas.

Según las Tabla 14, 15 y 16 el sustrato presenta una alta biodegradabilidad, representada en un 81.2% de materia biodegradable (solubles en NaOH al 1%) y un porcentaje de 6.1% en celulosa, 2.73% en hemicelulosa y 4.95% en lignina.

La composición del sustrato, caracterizado por compuestos de alta biodegradabilidad y el comportamiento del digestor anaerobio en una fase reflejan el efecto que tiene el incremento del contenido de la carga orgánica alimentada en el sistema y su forma de adición. Al evaluar el sistema en una fase alimentando una vez al día, los microorganismos reciben un alto contenido de compuestos acidificables, por ende, el tiempo seguido a la alimentación constituía un periodo de acidificación elevada que disminuye el pH afectando la actividad de las metanógenas. La lenta respuesta de la flora metanógena a los cambios de pH<sup>55</sup> con respecto a la fijación de carbono como metano, puede causar una

---

<sup>55</sup>LETTINGA. G, Hulshoff. W.L, Zeema. G, Biological Wastewater Treatment Part I Anaerobic wastewater Treatment., wageningen Univeriteit. 2002. pg 2.13.

desestabilización como se presenta en la experimentación. Si se alimenta dos veces al día, el sistema encuentra el sustrato en menor proporción produciendo una menor cantidad de ácidos y por ende un menor efecto en el pH, lo cual permite un buen desarrollo y estabilidad de los microorganismos metanogénicos. Es importante resaltar que el porcentaje de fijación de carbono en el biogás durante la operación del sistema en una fase es del 81%, lo cual contrasta con el contenido de materia biodegradable en el sustrato que es de 81.2%, permitiendo observar que el sistema en una fase está consumiendo en su totalidad el carbono fácilmente disponible.

En el proceso en dos fases es más compleja la acción de la composición del sustrato, por el efecto que ejerce sobre el proceso la división de fases. La primera fase de degradación, denominada de licuefacción, se caracteriza por efectuarse con un pH alrededor de 4.2 como se muestra en la gráfica 2. Este valor de pH afecta notoriamente la hidrólisis de los compuestos proteínicos y lipídicos que se encuentran en el sustrato<sup>12</sup>, lo cual implica que esta fase debe efectuarse con un pH tal que permita la acción hidrolítica de los microorganismos y que al mismo tiempo inhiba la fase metanogénica. La forma de agitación que se utiliza en los reactores anaerobios diseñados, permite la solubilización de compuestos que no se hidrolizan en la primera fase y la suspensión de estos en el efluente, haciendo que muchos compuestos no hidrolizados pasen a la siguiente fase y por lo tanto las condiciones de pH en la fase metanogénica permita la hidrólisis de estos.

Para la comparación de los sistemas en una y dos fases se decide evaluar ambos procesos con tasas de alimentación similares, con el mismo porcentaje de sólidos totales del sustrato, sin realizar dilución como se muestra en la literatura<sup>56</sup>. Los resultados de las concentraciones de AGVs obtenidos en las diferentes operaciones de los sistemas de licuefacción son similares a las encontradas en la

---

<sup>56</sup> RAYNAL. J, Delgenés. P, Moletta. R, Two-Phase Anaerobic Digestion of Solid Wastes By a Multiple Liquefaction Reactors Process, *Bioresource technology*, 1998.

literatura, aunque estos se operan con un contenido en sólidos totales en el sustrato mayor en un 98% comparados con los de la literatura<sup>57</sup>. Esto permite establecer que el incremento en el contenido de la carga orgánica en la fase de licuefacción disminuye la conversión de los compuestos del sustrato en ácidos por parte de los microorganismos, ocasionada por la saturación del sustrato en el reactor, los AGVs producidos y el pH (el cual desciende hasta valores de 4, límite inferior óptimo para la fase de hidrólisis y acidificación<sup>58</sup>). La evaluación de los sistemas de licuefacción muestra que la disminución del TRH genera un incremento de la DQO del licor del efluente de estos sistemas hasta un 59% (desde un TRH de 21 a 12 días), lo que muestra una evidente solubilización del sustrato; posteriormente, al evaluar un TRH de 8 días la DQO no se modifica notoriamente, indicando que el sistema se está “lavando” durante su operación normal y no se tiene el suficiente tiempo de retención para la acción biológica.

En la digestión operada en una fase<sup>59</sup> se alcanzan valores de hasta 11 g. Acético/L con un TRH de 18 Días, y una producción específica de metano de  $2.623 \text{ m}^3 \cdot \text{CH}_4 / \text{m}^3 \cdot \text{Reactor} \cdot \text{d}$ , lo cual muestra la fijación de un 81% del carbono en el biogás, es decir la remoción de lo fácilmente biodegradable en el sustrato.

En dos fases, la forma en que se operó el sistema solo permitió una fijación global del 51.2% de carbono en el biogás. A pesar de esto, los porcentajes de metano en el biogás en el sistema de dos fases fueron mayores que los correspondientes a una fase. Mientras en una fase se encontraron porcentajes de metano alrededor del 57% con un TRH de 21 días, en dos fases se encontró un valor del 68 % con el mismo TRH. También es importante resaltar las tasas de producción específica

---

<sup>57</sup> MIRANDA. G, Chamy. R, Poirrier. P, Estudio del tratamiento de la fracción orgánica de los RSU en un reactor anaerobio de dos etapas a partir de residuos modelados. Congreso interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México. 2002

<sup>58</sup> LETTINGA. G, Hulshoff. W.L, Zeema. G, Biological Wastewater Treatment Part I Anaerobic wastewater Treatment., wageningen Univeristeit. 2002. pg 5.2.

<sup>59</sup> CASTILLO Edgar, ARELLANO Víctor. Estudio de las condiciones de operación de la digestión anaerobia de RSU. Universidad Industrial de Santander. Escuela de Ingeniería Química. Tesis de Grado. 2003.

de metano en ambos sistemas; mientras en una fase se obtuvo para un TRH de 21 Días una producción de  $1.655 \text{ m}^3 \cdot \text{CH}_4 / \text{m}^3 \cdot \text{Reactor} \cdot \text{d.}$ , en el sistema en dos fases para el mismo TRH se obtuvo  $1.4 \text{ m}^3 \cdot \text{CH}_4 / \text{m}^3 \cdot \text{Reactor} \cdot \text{d.}$  Sin embargo en el sistema de dos fases se está perdiendo aproximadamente el 36% de carbono del sustrato que no es recirculado en el reactor de licuefacción, lo que permite prever una mayor producción específica de metano en este sistema.

Otro parámetro importante en la comparación de los sistemas de digestión anaerobia en una y dos fases es su estabilidad, reflejada en la continuidad de sus parámetros de operación.

Durante la operación de un digestor anaerobio el pH es un parámetro muy significativo ya que este permite establecer el comportamiento microbiológico y químico del sistema. Si se observa el comportamiento del pH durante la operación del sistema en una fase (gráfico 14), se encuentra que al disminuir el TRH de 25 a 21 días se pierde un poco de estabilidad, lo cual se muestra en las oscilaciones de los valores del pH. Esto se soluciona con el cambio en el método de alimentación diaria de una a dos veces al día, durante la evaluación del sistema operando con un TRH 18. Es decir la estabilidad del sistema de digestión anaerobia se puede ligar al grado de "continuidad de la alimentación". En comparación con el análisis anterior, se puede observar en la operación de la digestión anaerobia en dos fases respecto a su estabilidad evaluada por el comportamiento del pH (gráficas 2 y 6), que este sistema presenta un buen grado de estabilidad tanto en la fase de licuefacción como en la fase metanogénica. Algo de resaltar es la versatilidad que brinda el sistema en dos fases respecto a la alimentación y el diseño del reactor en la fase metanogénica, debido a que el efluente utilizado en esta fase es líquido.

Desde el punto de vista operativo en ambos sistemas, el sistema de una fase posee una menor necesidad de operaciones unitarias. La simplicidad del sistema en una fase solo hace necesaria la adecuación del sustrato (disminución de

tamaño) y posteriores tratamientos de los efluentes basados en su utilidad respectiva. Un sistema de digestión anaerobia en dos fases presenta un mayor grado de dificultad operacional, relacionado con la operación de separación del efluente líquido del reactor de licuefacción. Esta operación es crucial en la operación del sistema de dos fases ya que si se alimenta el sustrato sólido proveniente del reactor de licuefacción al reactor metanogénico, se pierde eficiencia en el sistema y se genera una notable alteración de la actividad microbial por la inclusión de poblaciones hidrolítica-acidogénicas en éste. Este comportamiento se observó en el arranque de los sistemas de metanización durante la realización del proyecto de investigación, con la respectiva acidificación de los sistemas.

#### **4.1 ANÁLISIS DEL EFLUENTE DE LOS SISTEMAS DE BIODIGESTIÓN ANAEROBIA EN UNA Y DOS FASES**

El análisis de las características de los efluentes obtenidos en las etapas de metanización, tanto en una como en dos fases, es un factor muy importante en el desarrollo de un proceso de gestión integral de la fracción orgánica de los RSU.

La principal característica de los efluentes obtenidos en esta investigación, es su alto contenido en humedad (mayor del 90%). Esta característica restringe sus posibles usos y operaciones de acondicionamiento.

Otra característica importante de los efluentes de la digestión anaerobia, es su alto contenido en compuestos indólicos (tabla 26) y su composición NPK (tabla 27).

**Tabla 28.** Característica nutricionales de los efluentes de la digestión anaerobia en una y dos fases.

<b>Parámetro</b>	<b>Una Fase</b>	<b>Dos Fases</b>
Carbono Orgánico Total	16.00%	18.2%
Nitrógeno Total	1.95%	0.847%
Potasio	3.63%	1.543%
Fósforo	1.40%	1.20%
C/N	8.2	21.2
C/K	4.4	11.8
C/P	11.4	15.1

Estos efluentes, característicos de una digestión anaerobia semisólida, permiten el acople con un proceso de compostaje por medio de la mezcla con la fracción biodegradable de los RSU como se esta desarrollando actualmente en Italia<sup>60</sup>. Además, las características en su composición NPK no precisan los contenidos mínimos necesarios para ser un fertilizante<sup>61</sup>. Por lo tanto, su aplicación esta restringida como un acondicionador de suelos orgánico.

La directa utilización de estos efluentes sobre cultivos no es posible precizarla con esta investigación, ya que en esta no se realiza la caracterización microbiológica de los efluentes. A pesar de ello, el contenido de microorganismos hidrolíticos en el efluente (algo que se puede inferir de su composición química) vislumbra su posible aplicación como coadyudante en la mineralización de suelos.

<sup>60</sup>TCHOBANOGLIOUS G, Theisen Hilary, Vigil S, Gestión Integral de Residuos Sólidos, Volumen I, Mc Graw Hill, Mexico, 1994, pg 796.

<sup>61</sup>RESOLUCIÓN No. 00150, Anexo 8, ICA, Por la cual se adopta el Reglamento Técnico de Fertilizantes y Acondicionadores de Suelos para Colombia, 21 ENE 2003.



## 5. CONCLUSIONES

- Se demostró a partir de la experimentación realizada sobre el sistema de digestión anaerobia en dos fases para la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos, en el conjunto de tratamientos efectuados para los tres factores evaluados, TRH, contenido de carga orgánica y temperatura, que altos TRH (21 días), temperaturas en el rango mesofílico (35 °C) para las dos fases bioquímicas, incrementan la eficiencia en remoción de carga orgánica fijada como metano, independiente del contenido de carga orgánica del residuo sólido utilizado como sustrato del proceso global.
- La mejor configuración operacional para el sistema de digestión anaerobia en dos fases para la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos evaluado, se presenta cuando este se encuentra operando a 35 °C, con un TRH de 21 días en la fase de licuefacción y metanogénica, y sustrato con un 18% de sólidos totales.
- El efecto de la temperatura en el sistema de digestión anaerobia tanto en la fase metanogénica como de licuefacción es similar. La evaluación de ambas fases a una temperatura de 45 °C genera ineficiencia e inestabilidad, mientras que la temperatura de 35 °C promueve mejores tasas de conversión y mayor estabilidad.
- La modificación del contenido de carga orgánica en el sistema de digestión anaerobia en dos fases no modifica la actividad bioquímica en la fase de licuefacción. Es decir, los microorganismos especializados de dicha fase responden de forma proporcional a las modificaciones en carga orgánica.

Mientras que el incremento del contenido en carga orgánica en el sustrato de la fase metanogénica inhibe la producción de metano.

- La disminución del TRH disminuye la eficiencia de remoción de carga orgánica del sistema en dos fases. En la fase de licuefacción genera un menor rendimiento en la generación de Ácidos Grasos Volátiles por kilogramo de residuo alimentado y en la fase metanogénica inhibe el arranque de la metanización.
- El análisis químico del proceso de digestión anaerobia en dos fases permite establecer, que la ruta biodegradativa que se presenta en dicho proceso en la fase de metanización es preferencialmente hidrogenofílica, resultado que contradice los porcentajes de reparto en las rutas bioquímicas de la producción de metano reportados en la literatura clásica internacional de la digestión anaerobia.

## BIBLIOGRAFÍA

1. **ACURIO G, ROSSIN A, TEIXEIRA P, ZEPEDA F.** Diagnóstico de la situación del manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe. En: Publicación conjunta del Banco Interamericano de Desarrollo y la Organización Panamericana. Washington, D.C. Julio de 1997- No.ENV.97-107.
2. **ANGELIDAKI I. and AHRING B.K.** Establishment and characterization of an anaerobic thermophilic (55°C) enrichment culture degrading long-chain fatty acids. En: Applied and Environmental microbiology, June 1995, p. 2442-2445.
3. **ANGELIDAKI I., ELLEGAARD L. and AHRING B.K.** A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. En: Biotechnology and Bioengineering, Vol. 63, N° 3, May 5, 1999.
4. **ARGELIER S., DELGENES J.-Ph. and MOLETTA.** Design of acidogenic reactors for the anaerobic treatment of the organic fraction of solid food waste. En: Bioprocess Engineering 18 (1998), 309-315.
5. **ARZUAGA, J; RODRIGUEZ, A y SERRANO, W.** Diseño y construcción de un biorreactor para la fermentación en estado sólido de residuos sólidos orgánicos y su transformación en compost. 1999, p. 18-21. Tesis UIS.
6. **BAILEY, James E. and OLLIS, David F.** Biochemical engineering fundamentals. McGraw-Hill: Boston 2ª Ed. pp. 658-661.

7. **BAYER, E.A.; CHANZY H.; LAMED, Raphael and SHOHAM, Yuval.** Cellulose, cellulases and cellulosomes. En: Current Opinion in Structural Biology 1998, 8:548–557.
8. **BECCARI M., LONGO G., MAJONE M., ROLLE E. and SCARINCI A.** Modeling of pretreatment and acidogenic fermentation of the organic fraction of municipal solid wastes. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 27 N° 2, p. 193-200, 1993.
9. **BONMATF A. and FLOTATS X.** Pig Slurry Concentration by Vacuum vaporation: Influence of Previous Mesophilic Anaerobic Digestion Process. En: *Journal of the Air & Waste Management Association*. Volume 53 January 2003.
10. **BU`LOCK, J.** Basic Biotechnology, Academic Press, Lon don, 1987.
11. **BOUALLAGUI H., TOUHAMI Y., CHEIKH R.B. and HAMDY M.** Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable waste. En: Process Biochemistry, 2004.
12. **CASTILLO Edgar, ARELLANO Víctor.** Estudio de las condiciones de operación de la digestión anaerobia de RSU. Universidad Industrial de Santander. Escuela de Ingeniería Química. Tesis de Grado. 2003.
13. **CECCHI F., BATTISTONI P., PAVAN P., FAVA G. and MATA-ALVAREZ J.** Anaerobic digestion of OFMSW (Organic Fraction of Municipal Solid Waste) and BNR (Biological Nutrient Removal) processes:a possible integration-preliminary results. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 3 N° 8, pag. 65-72, 1994
14. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente [www.cepis.org](http://www.cepis.org).

15. **CHEN, Y.R. and HASHIMOTO, G.** Kinetics of Methane Fermentation. En: Biotechnology and Bioengineering Symposium (8º: 1978: sl); p 269-273.
16. **CHYNOWETH D.P. and PULLAMMANAPPALLIL P.** Anaerobic Digestion Of Municipal Solid Wastes. Ed. A.C Palmisano and M.A. Berlaz. The University of Queensland, Australia.
17. **COGÁN, A. M. y Rodríguez, I. C.** Diagnostico, análisis y planteamiento de alternativas ambientales para minimizar la contaminación originada por los residuos tóxicos y peligrosos en el vertedero municipal El Carrasco. 2000, p. 73. Tesis de grado UIS.
18. **COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD Y MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE.** Análisis Sectorial de Residuos Sólidos en Colombia: Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud. En: Series Análisis Sectoriales N° 8. 1996.
19. **D'ADDARIO E., PAPPÀ R., PIETRANGELI B. and VALDISERRI M.** The acidogenic digestion of the organic fraction of municipal solid waste for the production of liquid fuels. En: Wat. Sci. Tech. Vol 27 N° 2, p. 183-192, 1993
20. **DE BAERE, L. and BOELEN, J.** The treatment of greyand mixed solid waste by means of anaerobic digestion: future developments. In II Int. Symp. Anaerobic Digestion Solid Waste, held in Barcelona, Junio 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi), vol. 2, pp. 302-305, Int. Assoc. Wat. Qual.

21. **DE LA RUBIA M.A., PEREZ M., ROMERO L.I. and SALES D.** Anaerobic mesophilic and thermophilic municipal sludge digestion. En: Chem. Biochem. Eng. Q. 16(3) p. 119-124 (2002).
22. **DEMIRBAŞ A.** Biomass resource and biomass conversion processing for fuels and chemicals. En: Energy Conversion & Management 42 (2001) 1357-1378.
23. **DINAMARCA S., AROCA G., CHAMY R. and GUERRERO L.** The influence of pH in the hydrolytic stage of anaerobic digestion of the organic fraction of urban solid waste. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 48 N° 6 pp 249-254, 2003.
24. **EATON, A.D.** ed. Standard Methods for examination of Water and Wastewater. 19 ed 1995: p. 2-51 - 2-57.
25. **EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY.** Sludge Treatment and Disposal: Management, Approaches and Experiences. En: Environmental Issues Series. No 7. p. 15.
26. **FERNÁNDEZ B., PORRIER P. and CHAMY R.** Effect of inoculum-substrate ratio on the start-up of solid waste anaerobic digesters. En: Wat. Sci. Tech Vol 44 N° 4 pp 103-108, 2001.
27. **FERREIRO N. and SOTO M.** Anaerobic hydrolysis of primary sludge: influence of sludge concentration and temperature. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 47 N° 12 pp 239-246, 2003.
28. **FLOTATS, X., CAMPOS, E. y BONMATI, A.** Aprovechamiento energético de residuos ganaderos. En: Curs d'Enginyeria Ambiental: Aprofitament enegètic de residus orgànics (3º: 1997: Lleida). Memorias, 1997. p. 1-21.

29. **GERARD, K.** Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. Madrid: Mc Graw – Hill, 1999. p. 870-872.
  
30. **GHOSH, S.; HENRY, M.P., SAJJAD, A.; MENSINGER, M.C. and ARORA, J.L.** Pilot-scale gasification of MSW by high-rate and two-phase anaerobic digestion. In II Int. Symp. Anaerobic Digestion Solid Waste, held in Barcelona, June 15-17, 1999 (eds. J. Mata-Alvarez, A. Tilche and F. Cecchi), Vol. 1, pp. 83-90, Int. Assoc. Wat. Qual.
  
31. **GLYNN, H.J. y GARY, H.W.** Ingeniería ambiental. 2 ed. Méjico: Prentice Hall, 1999. p. 596
  
32. **GRIFFIN, M.E., MCMAHON K.D., MACKIE R.I. and RASKIN L.** Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. En: Biotechnology and Bioengineering. Vol. 57. (1998); p. 342 – 354.
  
33. **HEYES, R. H. and HALL R. J.** En: Biotechnology Letters; 3, (8), 431-436 (1981).
  
34. **HILL D.T. and BARTH, C.L..** “A fundamental approach to anaerobic lagoon analysis. In: Procesing and management of agricultural waste. En: Cornell Agricultural Waste Management Conference Proceedings (1974).
  
35. **IERUSALIMSKY, N.D.** “Bottle-necks” in metabolism as growth rate controlling factors”, in Microbial Physiology and continuos culture: Third International Symposium, E. O. Powell, C.G.T. Evans, R. E. Strange and D.W. Tempest, Eds. (Her Majesty’s Stationery Office, London), pp. 23-33. (1967).

36. **KAYHANIAN M. and RICH D.** Pilot-scale high solids thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. En: Biomass and Bioenergy. Vol. 8, No 6. (1995); p. 433 – 444.
  
37. **LAHAV O., MORGAN B.E. and LOEWENTHAL R.E.** Rapid, simple, and accurate method for measurement of VFA and carbonate alkalinity in anaerobic reactors. En: Environ. Sci. Tech. 2002, 36, 2736-2741.
  
38. **LAWRENCE, A.L. and MCCARTY P.L.** Water Pollution Control Federation; 41, 2, R1-R7 (1969).
  
39. **LETTINGA G, HUSLHOFF P, ZEEMAN G.** Biological Wastewater Treatment Part I Anaerobic Wasterwater Treatment, Wageningen Universiteit.
  
40. **LIBÂNIO P.A.C., COSTA B.M.P., CINTRA I.S. and CHERNICHARO C.A.L.** Evaluation of the start-up of an integrated municipal solid waste and leachate treatment system. En: Wat. Sci.Tech. Vol 48 N° 6 pp 241-247, 2003.
  
41. **LIM S.-J., CHOI D.W., LEE W.G., KWON S. and CHANG H.N.** Volatile fatty acids production from food wastesand its application to biological nutrient removal. En: Bioprocess Engineering 22 (2000) p. 543-545.
  
42. **LISSENS G., VANDEVIVERE P., DE BAERE L.** Solid waste digestor: process performance and practice for municipal solid waste digestion. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 44 N° 8 pp 91-102, 2001.
  
43. **LIU, T. and GHOSH, S.** Phase separation during anaerobic fermentation of solid bsubstrates in an innovative plug-flow reactor. In Proc. 8th Int. Conf. on



Anaerobic Dig., held in Sendai. Int. Assoc. Wat. Qual. May 25-29 (1997) Vol. 2, pp. 17-24.

44. **MAGRINI-BAIR, K.A.; CZERNIK, S; FRENCH, R; CHORNET, E.** Fluidizable Catalysts for Hydrogen Production from Biomass Pyrolysis/Steam Reforming. Hydrogen, Fuel Cells, and Infrastructure Technologies. En: Progress Report. 2003.
45. **MCINERNEY, M.; BRYANT, P. and STAFFORD D.A.** Anaerobic Digestion, Proceedings of the First International Symposium on Anaerobic Digestion; University College, Cardiff; Applied Science Publishers; London, 91-98 (1971).
46. **MIRANDA G, CHAMY R, POIRRIER P.** Estudio del tratamiento de la fracción orgánica de los RSU en un reactor anaerobio de dos etapas a partir de residuos modelados. Congreso interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México. 2002.
47. **MIRANDA G.** Estudio del tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en un reactor anaerobio de dos etapas a partir de residuos modelo. Congreso Interamericano de Ingeniería sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 27-31 de octubre, 2002.
48. **MOUNEIMNEA, A.H., CARRÈRE H., BARNET N. and DELGENÈS J.P.** Effect of saponification on the anaerobic digestion of solid fatty residues. En: Bioresource Technology 90 (2003) 89-94.
49. **NEGRI E.D., MATA- ALVAREZ J., SANS C. and CECCHI F.** A mathematical model of volatile fatty acids (VFA) production in a plug-flow

reactor treating the OFMSW. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 27 N° 2, pp. 201-208, 1993.

50. **NOPHARATANA A., CLARKE W.P., PULLUMMANAPPALLIL P.C., SILVEY P. and CHYNOWETH D.P.** Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid waste. En: Bioresource Technology 64 (1998), 169-174.
51. Organic Waste Systems. [www.ows.be/page12a.htm](http://www.ows.be/page12a.htm).
52. **OWENS J.M. and CHYNOWETH D.P.** Biochemical methane potential of MSW components. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 27 N° 2, pp. 1-14, 1993.
53. **PAVAN P., BATTISTONI P., TRAVERSO P., MUSACCO A., and CECCHI F.** Effect of addition of anaerobic fermented OFMSW (Organic Fraction of Municipal Solid Waste) on Biological Nutrient Removal (BNR) process: Preliminary results. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 38 N° 1, pp. 327-334, 1998.
54. **PAVLOSTATHIS, S.G. and GIRALDO-GOMEZ, E.** Kinetics of Anaerobic Treatment. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 24, No. 8. (1991); p. 35-59.
55. **PORRIER, P.; SZANTÓ, M. y PALMA, J.** Tratamiento biológico de Residuos Sólidos. 1987. p. 4.
56. **POULSEN T.G.** Solid Waste Management, chapter 5. Aalborg University, june 2003.
57. **PURCELL, B. and STENTIFORD, E.I.** *Co-digestion – Enhancing recovery of organic waste.* En: ORBIT Journal [www.orbit-online.net/journal/archiv/01-01/0101\\_07\\_print.html](http://www.orbit-online.net/journal/archiv/01-01/0101_07_print.html) (2001); p. 1-11.

58. **RAYNAL, J; DELGENES, P; MOLETTA, R.** Two phases anaerobic digestion of solid wastes by a multiple liquefaction reactors process. En: Bioresource Technology 65, (1998) 97-103.
59. **RITTMANN, B.; MCCARTY, P.** Biotecnología del medio ambiente - principios y aplicaciones, McGraw Hill, 2001.
60. **SCENNA, N.J. y col.** Modelado, Simulación y Optimización de Procesos Químicos, capítulo XVIII, pág. 697-739, 1999
61. **SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A. and LEDAKOWICZ, S.** Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. Advances in Environmental Research 7 (2003), p. 609-616.
62. **TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H y VIRGIL, S.** Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid: Mc Graw – Hill, 1994. p. 58, 160, 407, 408.
63. **THEMELIS N.J.** Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Waste. Columbia University, 2002.
64. **UNIVERSIDAD DE ANTIOQUÍA-UNIVERSIDAD DEL VALLE.** Optimización de la etapa de arranque de reactores anaerobios mediante el mejoramiento de la calidad de diferentes semillas en condiciones dinámicas de operación. Informe técnico final, proyecto de investigación COLCIENCIAS: 1106-12-031, 2001.
65. **UNIVERSIDAD DEL VALLE.** Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos UASB. Manual del curso. Cali (1987); p. C-1 – C-4.

- 66. UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER.** Estudio comparativo de la metanización de residuos sólidos orgánicos municipales mediante digestión anaerobia en una y dos fases. COLCIENCIAS 1102-12-11585, 2003.
- 67. UNIVERSIDAD NACIONAL.** Caracterización microbiológica y fisicoquímica de lodos utilizados en plantas de tratamiento anaerobio de la industria cervecera. Informe final. COLCIENCIAS: 1101-2-1134-98, 2001.
- 68. VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L. AND VERSTRAETE, W.** Biomethanization of OFMSW, chapter 4. Types of anaerobic digester for solid wastes.
- 69. VAN LIER, J.B.; REBAC, S. AND LETTINGA, G.** High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic condition. En: Wat. Sci. Tech. Vol. 35, N° 10, pp. 199-206, 1997.
- 70. VALDEZ-VAZQUEZ, E.; RÍOS-LEAL, F.; ESPARZA-GARCÍA, F.; CECCHI, H.M. AND POGGI-VARALDO.** Hydrogen production from the organic fraction of municipal solid waste using semi-continuous solid substrate anaerobic reactors: influence of the temperature. Proceedings of the H<sub>2</sub>-age Conference: When, Where, Why. Pierucci S. (Ed.) AIDIC Publ., 16-19/May, 2004. Pisa, Italy.
- 71. VALENTINI, A.; GARUTI, G.; ROZZI, A. and TILCHE, A.** Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter: a new approach. En: Wat. Sci. Tech. Vol 36 N° 6-7 pp. 239-246, 1997
- 72. VALLINI, G.; CECCHI, F.; PAVAN, P.; PERA, A.; MATA-ALVAREZ, J. and BASSETTI, A.** Recovery and disposal of the organic fraction of municipal

solid waste (MSW) by means of combined anaerobic and aerobic biotreatments. *Wat. Sci. Tech.* Vol 27, N° 2, pp. 121-132, 1993

73. **VIÉITEZ, E.R. and GHOSH, S.** Biogasification of solid wastes by two-phase anaerobic fermentation. En: *Biomass & Bioenergy* 16 (1999) 299-309.
74. **VOOLAPALLI, R.K. and STUCKEY, D.C.** Relative importance of trophic group concentration during anaerobic degradation of volatile fatty acids. En: *Applied and Environmental Microbiology*, Nov. 1999, p. 5009-5016.
75. Waste Options Modelling Technical Report For The London Plan. Text copyright, ([www.london.gov.uk](http://www.london.gov.uk)) 2004.
76. **WEILAND, P.** One and two step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues. En: *Wat. Sci. Tech.* Vol. 27 N° 2 pp. 145-151, 1993.
77. **ZÁBRANSKÁ, J.; DOHÁNYOS, M.; JENÍČEK, P.; ZAPLATÍLKOVÁ, P. and KUTIL, J.** The contribution of thermophilic anaerobic digestion to the stable operation of wastewater sludge treatment. En: *Wat. Sci. Tech.* Vol. 46 N° 4-5 pp. 447-453, 2002.
78. **ZEVENHOVEN, R.; SAEED, L.** Two-stage combustion of high-pvc solid waste with HCL recovery. Reprint from the Proceedings of R'2000 World Congress on Recovery, recycling, Reintegration Toronto, Canada, June 5-9, 2000, pp. 1212-1217 (<http://www.RRR2000.com>).