



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

**PRETRATAMIENTO TÉRMICO Y DIGESTIÓN
ANAEROBIA MESOFÍLICA DE LODOS RESIDUALES
PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOSÓLIDOS DE CLASE A.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL - AGUA

P R E S E N T A :

ING. EVELYN BEATRÍZ MARTÍNEZ ARCE

TUTOR:

DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES

Junio de 2009

*A mis padres
Francisco y Magdalena*

A José

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado de Ingeniería por abrirme sus puertas para continuar con mi formación.

Al Dr. Adalberto Noyola Robles, por su apoyo, confianza y asesoría en este trabajo.

A los miembros de mi jurado: Dr. Simón González, M. en I. Esperanza Ramírez, M. en A. I. Landy Ramírez y Dra. Gabriela Moeller por su tiempo, paciencia y comentarios que contribuyeron en gran medida a esta tesis.

A la Organización de los Estados Americanos (OEA) por la beca otorgada para la realización de este posgrado.

A Ponciano Trinidad, por la construcción del equipo utilizado en esta investigación, también por su paciencia y por tantos buenos momentos compartidos. Al Ing. Peters por su apoyo y sus valiosos comentarios.

Al personal técnico y académico del Instituto de Ingeniería: Margarita Cisneros, Roberto Briones y Lupita Urquiza, por sus gestiones y las facilidades otorgadas para esta investigación.

A los responsables y los operarios de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Cerro de la Estrella de la Ciudad de México, por todas las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo. A todos los compañeros que alguna vez me apoyaron con los muestreos. ¡Baltimore! mil gracias por todo tu apoyo.

A todos mis compañeros y amigos de generación de maestría, por hacer de mi estadía en México una experiencia inolvidable.

A Miriam Molina, por su apoyo en la parte experimental de esta tesis, gracias por tu entusiasmo y tu compañía: iluminaste nuestros días de trabajo en el laboratorio.

A mis compañeros y amigos del Instituto de Ingeniería: Baltimore, Albar, Oscar, Antonio, Miguel, Gerardo, Kadiya, Mónica y Alexandra, por el cariño, por las risas, por tantos momentos inolvidables. A Luis Antonio Rubio, por su apoyo en la parte final de este trabajo.

A la familia Dávila Tello y en especial a Pilar, por hacerme parte de su familia y por todo el apoyo, por tanto cariño y tantos momentos especiales.

A mis padres: Francisco y Magdalena y mis hermanos: Francisco y Enrique, Ustedes son el pilar fundamental de mi vida, gracias por estar a mi lado y apoyarme en cada etapa de mi vida, en cada nueva aventura.

A José, mi amor, mi compañero...por soñar tanto conmigo, por tu paciencia...amor, gracias por empezar esta nueva familia conmigo, gracias por estar conmigo siempre. Gracias por tanto! Otro sueño cumplido. Uno más de tantos que nos faltan!

CONTENIDO

LISTA DE TABLAS.....	III
LISTA DE FIGURAS.....	IV
NOMENCLATURA	V
INTRODUCCIÓN	1
1. PROBLEMÁTICA DEL TRATAMIENTO DE LOS LODOS RESIDUALES EN MÉXICO	2
1.1 Problemática actual y marco normativo	2
2. TRATAMIENTO DE LODOS RESIDUALES	4
2.1 Características de los lodos de desecho	4
2.2 Tratamiento de lodos residuales	4
2.2.1 Espesamiento	4
2.2.2 Estabilización/ Digestión	5
2.2.3 Acondicionamiento	6
2.2.4 Desinfección	7
2.2.5 Deshidratación	7
2.2.6 Secado térmico.....	7
2.2.7 Reducción térmica	7
2.3 Disposición final.....	8
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	9
3.1 Factores ambientales que afectan a la digestión anaerobia	12
3.1.1. Temperatura	12
3.1.2 pH	12
3.1.3 Alcalinidad	13
3.1.4 Nutrientes	14
3.2 Efecto de la temperatura en microorganismos patógenos y parásitos ...	16
3.3 Digestión anaerobia de lodos	19
3.3.1 Digestores anaerobios de lodos	19
4. PRETRATAMIENTO DE LODOS	21
5. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	25
5.1 Justificación.....	25
5.2 Objetivos del trabajo.....	26
5.2.1 Objetivo General.....	26
5.2.2 Objetivos Específicos	26
5.3 Metas del trabajo propuesto	26

6. METODOLOGIA	27
6.1 Metodología de la investigación	27
6.2 Obtención de lodos de alimentación.....	28
6.3 Descripción de los dispositivos experimentales.....	28
6.3.1 Dispositivo experimental para el pretratamiento de lodos.....	28
6.3.2 Digestor anaerobio mesofílico	29
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
7.1 Pretratamiento térmico	31
7.1.1 Sólidos	31
7.1.2 Parámetros bacteriológicos	32
7.1.3 Demanda química de oxígeno soluble	36
7.1.4 Ácidos grasos volátiles	38
7.1.5 Proteínas y carbohidratos	39
7.1.6 Sustancias poliméricas extracelulares (SPE).....	40
7.1.7 Pérdidas en el proceso de calentamiento	42
7.2 Digestión anaerobia mesofílica.....	43
7.2.1. Arranque de los digestores operados a 10 y 13 días de TRH (D1 y D2)43	43
7.2.2 Sólidos	44
7.2.3 pH, alcalinidad y relación	46
7.2.4 Biogás	48
7.2.5 Ácidos grasos volátiles	50
7.2.6 Demanda Química de Oxígeno Soluble.....	52
7.2.7 Resultados de parámetros bacteriológicos de lodos digeridos en D1 y D2	53
7.2.8 Comparación de los valores obtenidos en la etapa estable de ambos reactores	56
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	57
8.1 Conclusiones.....	57
8.2 Recomendaciones.....	58
REFERENCIAS.....	60
ANEXO 1 - CASO DE ESTUDIO.....	65
ANEXO 2- MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS.....	69
ANEXO 3- CÁLCULOS.....	75
ANEXO 4- RESULTADOS EXPERIMENTALES.....	80
ANEXO 5- ANEXO FOTOGRÁFICO.....	86

LISTA DE TABLAS

Tabla	Descripción	Página
1.1	Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)	3
1.2	Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)	3
1.3	Aprovechamiento de biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002	3
3.1	Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga (Malina & Pohland, 1992)	15
3.2	Numero típico de microorganismos en el lodo crudo (Carrington <i>et al.</i> , 2001)	16
4.1	Revisión bibliográfica de los impactos de diferentes pretratamientos térmicos en lodos activados y digestión anaerobia mesofílica (Adaptado de Bougrier <i>et al.</i> , 2008)	23
4.2	Revisión bibliográfica de investigaciones que reportan remoción de parásitos y patógenos debido a tratamientos térmicos	24
6.1	Parámetros analizados durante el monitoreo del funcionamiento del arreglo experimental	30
7.1	Sólidos de lodos utilizados para los tratamientos	31
7.2	Sólidos del lodo después de los tratamientos térmicos	31
7.3	Valores promedio de los parámetros bacteriológicos	33
7.4	DQO soluble de los tratamientos térmicos	36
7.5	Ácidos grasos volátiles en los tratamientos térmicos	38
7.6	Proteínas y carbohidratos en lodos pretratados durante 1 hora	39
7.7	SPE obtenidos después de los distintos tratamientos y sus fracciones como proteínas y carbohidratos	41
7.8	Cuantificación de los componentes de la DQO soluble	41
7.9	Cuantificación en porcentaje de los componentes de la DQO _s	42
7.10	Pérdidas por evaporación en el proceso de calentamiento	42
7.11	Características promedio de la mezcla de alimentación pretratada y del lodo digerido (etapa estable)	44
7.12	Ácidos grasos volátiles en el lodo crudo, pretratado y digerido	50
7.13	Conteo de microorganismos patógenos y parásitos en los diferentes tipos de lodos en cuatro días de operación	54
7.14	Parámetros analizados en la operación de los digestores	56

LISTA DE FIGURAS

Figura	Descripción	Página
3.1	Diagrama del flujo de energía (DQO) en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder ,1983).	11
3.2	Requerimientos de tiempo y temperatura para producir lodo virtualmente libre de patógenos	18
3.3	Geometría en forma de huevo	20
6.1	Metodología utilizada para la investigación	27
6.2	Termohidrolizador de lodos utilizado en la experimentación	29
7.1	Sólidos del lodo obtenido después de los diferentes tratamientos térmicos	32
7.2	Resultados de coliformes fecales de los tratamientos	33
7.3	Resultados de <i>Salmonella</i> de los tratamientos	34
7.4	Resultados de huevos de helminto viables luego de los tratamientos	34
7.5	DQO soluble de los distintos tratamientos	37
7.6	Ácidos grasos volátiles de los tratamientos térmicos	39
7.7	Sólidos digestor D1, operado a un TRH=10 días	44
7.8	Sólidos digestor D2, operado a un TRH=13 días	45
7.9	pH de los lodos digeridos por ambos reactores	46
7.10	Alcalinidad de los lodos digeridos por ambos reactores	47
7.11	Relación de los lodos digeridos por ambos reactores	48
7.12	Producción total de biogás en ambos digestores.	48
7.13	Contenido de metano en el biogás de los reactores	49
7.14	Ácidos grasos volátiles en el digestor D1	51
7.15	Ácidos grasos volátiles en el digestor D2	51
7.16	Demanda química de oxígeno soluble en los diferentes tipos de lodos	52

NOMENCLATURA

Alc	Alcalinidad (mg Ca Co ₃ /L)
AGV'S	Ácidos grasos volátiles (mg/L) Relación de alcalinidades (Alc 5.75/Alc 4.30)
CBPA-II	Manual de técnicas de laboratorio de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales, Instituto de Ingeniería, UNAM.
CH₄	Metano
CF	Coliformes fecales (NMP/gST)
DQO	Demanda química de oxígeno
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DQO_s	Demanda química de oxígeno soluble (mgO ₂ /L)
HH	Huevos de Helminto (HH/gST)
NMP	Número más probable
pH	Potencial de hidrógeno
%RSV	Porcentaje de reducción de STV
SPE	Sustancias poliméricas extracelulares
STT	Sólidos totales (g/L)
STV	Sólidos totales volátiles (g/L)
STF	Sólidos totales fijos (g/L)
TRH	Tiempo de retención hidráulica
TPN	Temperatura y presión normales (0°C y 1 atm.)

INTRODUCCIÓN

La entrada en vigor de normas oficiales mexicanas con respecto a las descargas de aguas residuales y su tratamiento ha traído consigo la necesidad de una infraestructura adecuada para este tratamiento. Sin embargo, en la actualidad la mayor parte de los sistemas de tratamiento de aguas residuales instalados en México no contemplan el manejo y disposición de los lodos generados en el proceso y los mismos son dispuestos al ambiente sin tratamiento, convirtiéndose en una problemática ambiental y en un riesgo para la salud pública.

Teniendo en cuenta esta problemática, las autoridades mexicanas publicaron la Norma Oficial que regula el manejo y la disposición final de los lodos de desecho provenientes de plantas de tratamiento municipales, la NOM-004-SEMARNAT-2002. La aplicación de esta norma deberá provocar un aumento en el interés por sistemas de tratamiento de lodos cuya eficiencia cumpla con los requerimientos especificados y más aún, por el desarrollo e investigación de procesos técnicamente factibles y económicamente viables.

La norma también tiene por objeto promover la reutilización de los biosólidos con fines agrícolas, técnica que en otros países se ha venido realizando por mucho tiempo consistentemente con el esfuerzo mundial por reusar biosólidos con fines beneficiosos y reducir la contaminación ambiental.

Tradicionalmente, ha venido usándose la digestión anaerobia en la estabilización de los lodos producidos en la depuración aerobia de aguas residuales debido a que presenta muchas ventajas con respecto a otros métodos de tratamiento, como la reducción y conversión de materia orgánica con bajas necesidades de insumos, costos de operación y mantenimiento relativamente bajos y la recuperación de energía en forma de gas metano que puede cubrir parcialmente necesidades energéticas en una planta de tratamiento.

Además se sabe que los pocos digestores anaerobios en México operan a temperaturas mesofílicas, condiciones bajo las cuales los parásitos y patógenos no son reducidos suficientemente para producir biosólidos Clase A de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002. Con el fin de asegurar la destrucción de patógenos y parásitos se ha propuesto la utilización de diversos métodos de pretratamiento térmico para los lodos, como paso previo a la digestión anaerobia (Müller, 2001, Gavala *et al.* 2003, Lu *et al.* 2007, Noyola *et al.* 2007).

Con base en lo anterior, en el presente estudio se evaluó la aplicación de un pretratamiento térmico a temperatura moderada como paso previo a la digestión anaerobia como una opción para la producción de biosólidos de Clase A de acuerdo con la normativa mexicana, enfocado principalmente en lograr mayor eficiencia en términos de reducción de patógenos y parásitos para los actuales trenes de tratamiento anaerobios mesofílicos de lodo existentes en México.

1. PROBLEMÁTICA DEL TRATAMIENTO DE LOS LODOS RESIDUALES EN MÉXICO

1.1 Problemática actual y marco normativo

Uno de los principales problemas que atraviesan las grandes ciudades es el aumento del volumen de las aguas residuales generado por el incremento de la población.

En México las descargas municipales de agua residual totalizan 243 m³/s, de las cuales sólo el 32.6% recibe tratamiento, esto es, unos 79.3 m³/s. Existen 1710 plantas en operación de las cuales 417 corresponden al proceso de lodos activados y estas plantas tratan 35.14 m³/s, el 43.3% de las aguas residuales municipales actualmente tratadas. (CNA, 2008).

El aumento de las descargas de aguas residuales municipales y su respectivo tratamiento genera un problema adicional que es el manejo de los subproductos del proceso; entre éstos, el principal es el lodo generado en la sedimentación primaria y secundaria.

Los lodos representan el mayor volumen de residuos sólidos generados en el tratamiento primario y biológico de las aguas residuales. Estos lodos crudos son peligrosos debido a su alto contenido de microorganismos, algunos de ellos patógenos o parásitos, además, de contener en algunos casos, metales pesados y compuestos tóxicos.

Resulta preocupante el hecho de que en México una gran proporción de estos lodos no son tratados de manera adecuada y son dispuestos al ambiente sin tratamiento, ya que su manejo se ha limitado a la disposición en suelos, lagunas, rellenos sanitarios o su vertido a la red de alcantarillado.

En una planta convencional para el tratamiento de aguas residuales municipales (lodos activados y digestión de lodos), del costo total de inversión, aproximadamente el 60% se destina al tratamiento del agua y el 40% al tratamiento de lodos. En los costos de operación, el transporte de los lodos estabilizados hacia su sitio de disposición final puede incidir fuertemente en los costos totales y por ende en la tarifa por metro cúbico tratado. (Noyola, 1998a).

La estabilización de lodos se lleva a cabo con la finalidad de reducir la presencia de organismos patógenos, eliminar olores desagradables y para inhibir, reducir o eliminar su potencial de putrefacción. Otro propósito del tratamiento de los lodos es su reducción en masa y volumen así como adecuar determinados parámetros de tal forma que los mismos puedan ser utilizados como biosólidos para el mejoramiento de suelos. Tomando como referencia la regulación para biosólidos de la Environmental Protection Agency (EPA), las autoridades mexicanas crearon la NOM-004-SEMARNAT-2002 que

regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho en México, estableciendo las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Estos se muestran en las siguientes tablas.

Tabla 1.1 Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)

Clase	INDICADOR BACTERIOLÓGICO DE CONTAMINACIÓN	PATÓGENOS	PARÁSITOS
	Coliformes fecales NMP/g en base seca	<i>Salmonella spp.</i> NMP/g en base seca	Huevos de helmintos/g en base seca
A	<1000	<3	<1(a)
B	<1000	<3	<10
C	<2.000.000	<300	<35

(a) Huevos de helmintos viables

Tabla 1.2 Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002)

Contaminante (determinados en forma total)	EXCELENTES mg/kg en base seca	BUENOS mg/kg en base seca
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

Tabla 1.3 Aprovechamiento de biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002

Tipo	Clase	Aprovechamiento
EXCELENTE	A	<ul style="list-style-type: none"> Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación. Los establecidos para la clase B y C.
EXCELENTE O BUENO	B	<ul style="list-style-type: none"> Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación. Los establecidos para la clase C.
EXCELENTE O BUENO	C	<ul style="list-style-type: none"> Usos forestales. Mejoramiento de suelos. Usos agrícolas.

2. TRATAMIENTO DE LODOS RESIDUALES

2.1 Características de los lodos de desecho

Los lodos se generan en distintas etapas del tratamiento de las aguas residuales y sus características dependen del proceso utilizado. Como el tratamiento de las aguas residuales puede realizarse por procesos fisicoquímicos y biológicos, es posible clasificar a los lodos producidos de la siguiente manera:

1. Lodos generados en procesos biológicos.
 - a. Lodos secundarios o biológicos: proceden de la sedimentación secundaria y consisten fundamentalmente en biomasa excedente derivada de la actividad biológica de los microorganismos.
 - b. Lodos combinados: mezcla de lodos primarios y secundarios.
2. Lodos generados en procesos fisicoquímicos.
 - a. Lodos primarios: son los que proceden de la sedimentación primaria y son de naturaleza orgánica e inorgánica.
 - b. Lodos generados por coagulación y sedimentación de aguas y desechos industriales.
 - c. Lodos de precipitación de plantas de ablandamiento y tratamiento de desechos industriales.
 - d. Lodos provenientes del tratamiento primario avanzado: sulfato de aluminio como coagulante.

El lodo está compuesto en su mayoría por agua y contiene un bajo porcentaje de materia sólida. La proporción de materia orgánica en los sólidos de los lodos combinados (primarios más secundarios) de un sistema convencional está entre un 70 y 80% (Winkler, 1994).

2.2 Tratamiento de lodos residuales

El objetivo de un sistema de tratamiento de lodos de desecho es reducir el contenido de agua, materia orgánica, organismos patógenos, toxicidad por metales pesados o compuestos orgánicos así como su potencial de atracción de vectores de enfermedades y de putrefacción para una adecuada disposición final o reuso.

Existen varios pasos que pueden integrar un tratamiento de lodos residuales, entre los que se encuentran:

2.2.1 Espesamiento

Este procedimiento se utiliza para aumentar el contenido de los sólidos de los lodos mediante la eliminación de parte de la fracción líquida de los mismos, facilitando así posteriores etapas del tratamiento. El aumento de la concentración depende del tipo

de lodo; en los lodos activados se logra un aumento de hasta el 3% de sólidos y en los lodos primarios hasta cerca del 9% (Winkler, 1994). El espesamiento puede realizarse por gravedad, por flotación, por filtración y por centrifugación.

2.2.2 Estabilización/ Digestión

La NOM-004-SEMARNAT-2002 define a la estabilización como los procesos físicos, químicos o biológicos a los que se someten los lodos para acondicionarlos para su aprovechamiento o disposición final y así evitar o reducir sus efectos contaminantes al medioambiente.

Este proceso se lleva a cabo para reducir la presencia de organismos patógenos, eliminar olores desagradables y para inhibir, reducir o eliminar su potencial de putrefacción y de atracción de vectores. Los procesos de estabilización más comunes son: químicos, como la estabilización con cal y biológicos como el composteo, la digestión aerobia y la anaerobia.

En la estabilización química, se añade cal para aumentar la temperatura y el pH a un valor de 12, lo que reduce el olor, destruye los organismos causantes de enfermedades y facilita la deshidratación de los lodos. (Winkler, 1994). En este proceso no se reduce la masa.

El composteo es un proceso en el que la materia orgánica sufre una degradación biológica de tipo aerobio en un medio con alto contenido de sólidos (por encima de 20%) hasta alcanzar un producto final estable, tipo humus, libre de características desagradables que puede ser utilizado como biosólido. Debido a la adición de material celulósico, la masa aumenta.

La digestión aerobia de lodos consiste en degradar la materia orgánica en presencia de oxígeno, lo cual implica un largo periodo de aeración. Las ventajas que presenta la digestión aerobia de lodos son las siguientes (Metcalf & Eddy, 1996):

- Reduce los sólidos volátiles entre 40 y 50 %.
- La generación de un producto final biológicamente estable, libre de malos olores y de gran potencial como mejorador de suelos.
- Su operación es relativamente sencilla.
- Los costos de inversión inicial son relativamente bajos.

Las principales desventajas de este proceso son:

- Elevados costos de energía asociados al suministro del oxígeno necesario.
- Los lodos producidos son difíciles de deshidratar por medios mecánicos.
- El proceso es afectado significativamente por la temperatura, localización, altura sobre el nivel del mar, concentración de sólidos en la alimentación, tipo de mezclado/aireación y geometría del tanque.

La digestión anaerobia es un proceso de degradación que transforma materia orgánica en metano y dióxido de carbono en ausencia de oxígeno. En comparación con otros procesos de estabilización de lodos, la vía anaerobia presenta las siguientes ventajas (Noyola, 1998.b):

- Reducción de la masa de la porción orgánica de lodo mediante su conversión a metano, dióxido de carbono y agua. Esta reducción se encuentra entre el 25 y el 45% de los sólidos totales.
- El biogás producido (metano y dióxido de carbono) es un gas combustible que convierte a la digestión anaerobia en un proceso productor neto de energía. Es así que esta energía se utiliza para mantener la temperatura necesaria de los digestores, además de que el exceso puede emplearse en producción de energía eléctrica para la planta de tratamiento de agua. Mediante cogeneración, el biogás puede suministrar los requerimientos de calor del digestor y hasta 60% de la energía eléctrica para los aireadores del sistema de lodos activados correspondiente.
- Los lodos digeridos, por su estabilidad y características fisicoquímicas, pueden ser aprovechados como mejoradores de suelos en una gran variedad de situaciones.

Por otro lado sus principales desventajas son:

- Costos de inversión inicial altos.
- Largo tiempo de retención hidráulica para mantener las bacterias metanogénicas dentro del sistema, llevando a un menor factor de sobrediseño para aceptar sobrecargas orgánicas.
- Características inadecuadas del sobrenadante, por lo que tiene que retornarse al inicio del proceso de tratamiento de agua, lo cual implica una carga adicional al sistema. Sus principales contaminantes son materia orgánica suspendida y soluble remanente, nitrógeno amoniacal, sulfuros, además de ausencia de oxígeno disuelto.
- En el caso particular de México, escasa experiencia en el diseño, construcción y operación de los digestores anaerobios para lodos residuales.

2.2.3 Acondicionamiento

Los lodos se acondicionan para mejorar sus características de deshidratación. Los métodos más comunes son el químico y el térmico.

El acondicionamiento químico se lleva a cabo antes de procesos de deshidratación mecánica y se logra mediante la adición de productos químicos como cloruro férrico, cal, alúmina y polímeros orgánicos.

El tratamiento térmico es un proceso de estabilización y acondicionamiento del lodo; se emplea para la coagulación de los sólidos, romper la estructura de gel y destruir la

afinidad al agua de los sólidos contenidos en el fango. Como consecuencia el lodo se esteriliza y deshidrata rápidamente. El acondicionamiento térmico mejora las características de asentamiento sin causar la descomposición de las células de la biomasa, y se efectúa manteniéndolos, por ejemplo, por 20 o 30 minutos de 180 a 200 °C y a una presión de 10 a 20 atmósferas (Winkler, 1994).

2.2.4 Desinfección

Los procesos de digestión anaerobia y aerobia (exceptuando los casos en que estas se realizan a intervalos de termofilia) no desinfectan el lodo. Los métodos más adecuados para la desinfección de lodos líquidos provenientes de digestión aerobia y anaerobia son la pasteurización y el almacenamiento a largo plazo.

En la primera la temperatura se eleva hasta los 70 °C durante 30 minutos permitiendo con esto la inactivación de organismos patógenos y parásitos. En el almacenamiento a largo plazo el lodo digerido se almacena en lagunas excavadas durante 60 a 120 días entre 20 y 4 °C respectivamente (Metcalf & Eddy, 2003)

2.2.5 Deshidratación

Este método tiene como finalidad reducir el contenido de agua de los lodos para:

- Facilitar el manejo de los mismos y reducir costos de transporte.
- Evitar la generación de malos olores.
- Aumentar el poder calorífico para la incineración.
- Reducir la producción de lixiviados.

Existen varios métodos para lograr la deshidratación, entre ellos se encuentran los filtros de vacío, centrifugas, filtros prensa, filtros banda, lechos de secado y lagunas (Metcalf & Eddy, 1996)

2.2.6 Secado térmico

El secado térmico del lodo es una operación unitaria que involucra la reducción del contenido de agua por su vaporización al aire. Esta reducción se realiza mediante varios sistemas mecánicos tales como: secado instantáneo, secado por pulverización, secado rotativo, secado de pisos múltiples y evaporación de efecto múltiple.

2.2.7 Reducción térmica

La reducción térmica del lodo incluye la conversión total o parcial de los sólidos orgánicos a productos finales oxidados, principalmente dióxido de carbono y agua.

Este proceso puede realizarse por incineración u oxidación por vía húmeda o por combustión completa o pirólisis. Los lodos procesados por reducción térmica suelen ser lodos crudos deshidratados y sin necesidad de estabilización previa; generalmente se utilizan cuando las opciones de disposición final son limitadas.

2.3 Disposición final

La aplicación de los lodos al suelo consiste en la distribución del lodo sobre el terreno o inmediatamente por debajo de la superficie del mismo. El lodo se puede aplicar en terrenos de uso agrícola, en terrenos forestales, en terrenos degradados y en terrenos especialmente preparados para la disposición final de los lodos.

El lodo se utiliza como un recurso valioso que mejora las condiciones del terreno, facilita el transporte de nutrientes, aumenta la retención del agua, y mejora la aptitud del suelo para el cultivo. El lodo también sirve como sustituto parcial de químicos caros. Más aún, de acuerdo a la literatura y a la valoración de los ciclos de vida la digestión anaerobia combinada con la aplicación de los lodos en suelos agrícolas es el proceso ambiental más amigable debido a las escasas emisiones y al bajo consumo de energía.

Como fue mencionado, la NOM-004-SEMARNAT-2002 regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho en México, estableciendo las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia de lodos ofrece varias ventajas sobre otros métodos de tratamiento, entre ellas se encuentra que la reducción y conversión de materia orgánica se logra con bajas necesidades de insumos así como costos de operación y mantenimiento relativamente bajos.

Otra ventaja de los procesos anaerobios es la recuperación de energía en forma de gas metano, que puede ser aprovechado como biocombustible para satisfacer los requerimientos energéticos de los digestores y cubrir parcialmente otras necesidades de energía de la planta de tratamiento. Además pueden producirse biosólidos con características adecuadas para su reutilización como mejoradores de suelos, lo que facilita y abarata en gran medida su disposición final (Noyola, 1998a).

Tradicionalmente, se ha usado la digestión anaerobia en la estabilización de los lodos producidos en la depuración aerobia de aguas residuales. Pero en los últimos años, consideraciones energéticas y el desarrollo de nuevas tecnologías han hecho posible la aplicación de los procesos anaerobios al tratamiento directo de aguas residuales (Chamy, 2005).

La digestión anaerobia es una técnica apropiada para el tratamiento de lodo antes de su disposición final y es empleada mundialmente como el más antiguo e importante proceso para la estabilización de lodos (Gavala *et al.*, 2003).

Este proceso puede llevarse a cabo tanto en intervalos mesofílicos (20-40 °C) como termofílicos (50-60 °C). En general la digestión anaerobia mesofílica del lodo es más utilizada que la digestión termofílica, principalmente por los menores requerimientos de energía y la mayor estabilidad del proceso (Gavala *et al.*, 2003).

La literatura reporta que la digestión anaerobia termofílica es más eficiente que la mesofílica en la remoción de patógenos y parásitos y es por tanto una técnica adecuada para la producción de biosólidos de clase A (Rojas *et al.*, 2001) Existen además varios estudios sobre la digestión anaerobia en etapas la cual se realiza con el objetivo de asociar las ventajas individuales de la fase termofílica, que propicia mayor destrucción de patógenos, y de la fase mesofílica que reduce la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV'S), y evita las desventajas de cada una de ellas (Noyola *et al.*, 2007).

En el trabajo de Rubio (2004) se reporta que en la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica, la primera etapa termofílica es la responsable de la destrucción de la mayor parte de coliformes fecales, *Salmonella* y pérdida de viabilidad de huevos de helmintos, y que este arreglo cumple con los requerimientos para la producción de biosólidos de clase A.

La materia orgánica en condiciones anaerobias es convertida a metano y dióxido de carbono por la combinación de la actividad de cinco diferentes grupos de microorganismos. En el proceso intervienen microorganismos facultativos y anaerobios. En la figura 3.1 se muestra el diagrama de flujo de energía (DQO) en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano propuesta por Gujer y Zehnder (1983).

En general las bacterias son incapaces de alimentarse de material orgánico particulado, por lo que los biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos) son inicialmente hidrolizados por enzimas extracelulares a compuestos más simples (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos). Estos a su vez son utilizados como sustrato por organismos fermentadores (azúcares y aminoácidos) y por oxidadores anaerobios (ácidos grasos superiores). Los productos de estas reacciones son acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato. Por su parte, estos últimos son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocidas como OHPA (bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno, por sus siglas en inglés) las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanogénicas que utilizan hidrógeno. Estos dos compuestos son finalmente los verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, que se dividen en dos grupos tróficos:

- Bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que utilizan el hidrógeno producido para reducir CO_2 en CH_4



- Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que transforman el acetato en CH_4 . Esta transformación contribuye con el 70% de la producción de metano en los digestores



Resumiendo, seis procesos de conversión son identificados en la digestión anaerobia (ver figura 3.1) (Noyola, 1998.b)

1. Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
2. Fermentación de aminoácidos y azúcares
3. Oxidación -anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes
4. Oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles (excepto acetato)
5. Conversión de acetato a metano
6. Conversión de hidrógeno a metano

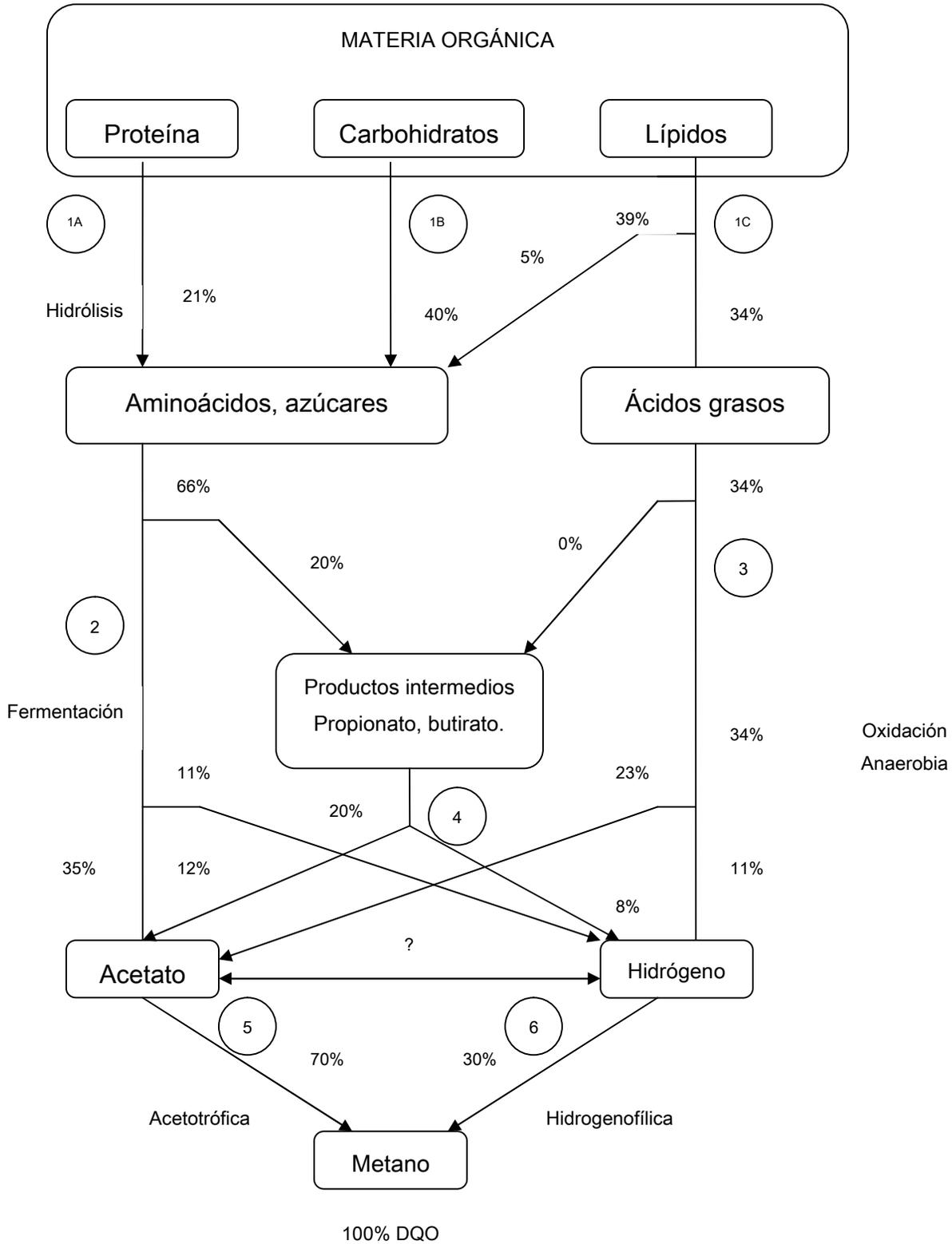


Figura 3.1 Diagrama del flujo de energía (DQO) en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder ,1983).

3.1 Factores ambientales que afectan a la digestión anaerobia

Los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia requieren de factores ambientales específicos que les permitan un buen crecimiento y por consiguiente una mayor eficiencia en la remoción de materia y en la producción de biogás. El conocimiento de estos factores permitirá evitar cualquier falla en el proceso y tomar medidas correctivas necesarias cuando así se requiera. Entre los parámetros ambientales más importantes que inciden en la digestión anaerobia están además de la ausencia de oxígeno, la temperatura, el pH y la alcalinidad, y los nutrientes.

3.1.1. Temperatura: la temperatura a la que opera un reactor biológico influye de manera importante en su comportamiento, ya que las reacciones bioquímicas son directamente afectadas por este parámetro. Las altas temperaturas permiten la reducción de la tensión superficial de la fase acuosa del lodo, el aumento en las tasas de difusión y la solubilidad de los compuestos no gaseosos presentes, permitiendo con esto mejor interacción microorganismo-sustrato, y por ende, mayores velocidades de reacción, mayor capacidad en la hidrólisis de materiales poliméricos y además, la disminución de la solubilidad del oxígeno. La temperatura afecta a las constantes de equilibrio químico, produciendo desplazamientos en los valores de diversos parámetros, como alcalinidad, pH, precipitaciones o redisoluciones de compuestos inorgánicos, cambios en la composición del gas por efecto de la diferente solubilidad, etc.

Los cambios de temperatura, afectan en general a los microorganismos presentes en el digestor, sin embargo, lo hacen de manera más drástica en los metanogénicos (Zinder *et al*, 1984). La temperatura define a las especies predominantes de organismos anaerobios, siendo estas las termófilas (50-65 °C), mesófilas (20-40 °C) y psicrófilas (menor a 20 °C). La temperatura óptima de crecimiento para los microorganismos anaerobios en intervalo mesofílico es de 37 °C (Noyola, 1998 b) y en el termofílico varía entre los 55 y 60 °C (Malina y Pohland, 1992). En el rango termófilo se pueden distinguir diferentes tipos de bacterias: termotolerantes (que crecen en el intervalo de los 40 y los 50 °C, pero también a 35 °C), las termofílicas estrictas (que no pueden crecer por debajo de 40 °C), las moderadamente termofílicas que tienen su rango de crecimiento entre los 50 y los 65 °C y las extremadamente termofílicas que se desarrollan a temperaturas superiores a los 65 °C.

3.1.2 pH: De forma similar a la temperatura, el pH en los reactores anaerobios, y en general en cualquier proceso biológico, ejerce una gran influencia sobre la actividad de los microorganismos.

La digestión anaerobia puede llevarse a cabo dentro de un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8, siendo el óptimo entre 7.0 y 7.2. Fuera de este rango, la digestión puede continuar aunque en forma ineficiente hasta un pH de 6.2, en donde las bacterias metanogénicas son afectadas severamente (Noyola, 1998 b) y a niveles

de pH alcalinos, se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclásticas (Malina y Pohland, 1992). Al igual que en el caso de la temperatura, modificaciones en el pH afectan de manera más significativa a los microorganismos metanogénicos.

Cabe mencionar que tanto las bacterias metanogénicas como otros microorganismos anaerobios pueden ser inhibidos microbiológicamente por la presencia de sustancias tóxicas. La toxicidad de un gran número de compuestos se relaciona con el pH; por ejemplo, el amoníaco, el ácido sulfhídrico y los ácidos grasos volátiles (AGV'S), se disocian en el agua dependiendo del pH y la constante de disociación del compuesto. La forma tóxica es la no ionizada, ya que estas moléculas pueden atravesar fácilmente la pared celular de las bacterias y una vez dentro pueden de nuevo disociarse produciendo un cambio en el pH interno de la célula (Noyola, 1998b).

El amoníaco es un compuesto que si bien ayuda en el control del pH, puede llegar a inhibir la metanogénesis a una concentración de 200–300 mg/L de nitrógeno amoniacal no disociado (NH_3) y pH neutro. Mientras que para pH alcalinos, concentraciones de 1500–3000 mg/L de NH_4^+ resultan inhibitorias. Para concentraciones mayores, tiene un efecto inhibitorio independientemente del pH (Noyola, 1998b).

Otro compuesto muy común en sistemas de tratamiento anaerobio es el sulfuro de hidrógeno (H_2S), compuesto que se forma a partir de los sulfuros producidos por la sulfatorreducción al reaccionar con el hidrógeno producido por las bacterias acidogénicas, o con el acetato, por lo que representa una reacción competidora de la metanogénesis.

La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV'S), producto de la fermentación, puede llegar a acidificar el digestor propiciando la falla del proceso. El aumento de la concentración de AGV's puede deberse a una sobrecarga en la alimentación del digestor o a una inhibición de las bacterias metanogénicas. Una concentración elevada puede provocar la destrucción de la capacidad amortiguadora del reactor y la disminución del pH, hasta valores en los cuales la actividad de las bacterias metanogénicas es inhibida. En condiciones normales de operación, la concentración de AGV's en el influente debe ser menor a 100 mg/L (Noyola, 1998b).

3.1.3 Alcalinidad: La regulación del pH en un reactor anaerobio se lleva a cabo mediante la alcalinidad producida por las reacciones que ocurren durante los procesos de degradación de la materia orgánica. Debido a que las bacterias acidogénicas tienen una mayor actividad que las bacterias metanogénicas, ante sobrecargas orgánicas son capaces de provocar la acidificación del reactor, lo que puede evitarse manteniendo en el digestor una capacidad amortiguadora suficiente (buffer). Mientras la digestión anaerobia se lleve a cabo con normalidad, la alcalinidad oscilará entre 1000 y 5000 mg CaCO_3/L (Malina y Pohland, 1992). Con valores de operación típicos de pH (alrededor de 7) en un reactor anaerobio, el sistema buffer presente es el formado por el ión bicarbonato y el ácido carbónico en solución. Sin embargo, al valorar la capacidad

reguladora del bicarbonato, se tiene que a pH bajos (hasta 4.3), se titulan los ácidos volátiles, que dan valores de alcalinidades no útiles para controlar la operación de un reactor.

Un criterio para verificar si la carga orgánica suministrada al digestor es adecuada para el proceso anaerobio, es la relación alfa (α), que es la alcalinidad debida a los bicarbonatos entre la alcalinidad total; la primera se calcula mediante un procedimiento de titulación de una muestra de lodo, midiendo su consumo de ácido (H_2SO_4 0.2N) hasta un pH de 5.75 y la segunda, midiendo el volumen total del mismo ácido hasta un pH de 4.3; la cual se puede calcular con la siguiente expresión:

$$\alpha = \frac{Alc (HCO_3^-)_{5.75}}{Alc (total)_{4.3}}$$

Donde:

$Alc (HCO_3^-)_{5.75}$ = Alcalinidad debida a los bicarbonatos, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 5.75 (mg $CaCO_3/L$)

$Alc (total)_{4.3}$ = Alcalinidad total, obtenida de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 4.3 (mg $CaCO_3/L$)

El valor de α durante el arranque deberá mantenerse arriba de 0.5. Un valor superior a 0.7 muestra una operación estable, pudiéndose incrementar la carga del digestor (Noyola, 1994). La relación α con valores superiores a 0.5, indica que existe un equilibrio entre los bicarbonatos, producidos por la descarboxilación del acetato durante la producción de metano por las bacterias metanogénicas acetoclásticas, y de los ácidos grasos volátiles, producidos durante la etapa de acidogénesis del proceso de digestión anaerobia. Valores de α inferiores a 0.5 son debidos a la acumulación de AGV's, lo que indica que el sistema no tiene la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresa, debido a que la velocidad de consumo de sustrato de las bacterias fermentativas es mayor que la de las bacterias metanogénicas, consumidoras de AGV's. El valor de α puede emplearse para indicar el ritmo de aumento de carga durante un arranque, así como una adecuada alarma si el reactor está siendo sobrecargado (Noyola, 1994).

3.1.4 Nutrientes: la digestión anaerobia como cualquier otro proceso biológico, necesita además de una fuente de carbono, nutrientes inorgánicos esenciales para el adecuado crecimiento de los microorganismos involucrados, así como para incrementar la actividad específica de utilización de sustrato. La ausencia o limitación de estos nutrientes es por lo tanto un factor limitante para el proceso. Los nutrientes (macronutrientes) más importantes en procesos anaerobios son el nitrógeno, el fósforo y el azufre. Para que un reactor opere de manera adecuada se debe cuidar que los nutrientes se encuentren en ciertas proporciones; comúnmente se ha recomendado una relación DQO: N: P: S de 400:5:1:0.2 (Noyola, 1998 b).

El azufre es otro elemento esencial para el desarrollo microbiano. Los sulfuros son la mayor fuente de este elemento, jugando un doble papel: a bajas concentraciones estimula la actividad metanógena y a elevadas concentraciones (100 - 150 mg/L como H₂S) la inhibe, ya que favorece el metabolismo sulfatoreductor. Además, los sulfuros pueden causar la precipitación de hierro, cobalto y níquel, haciéndolos no disponibles para el metabolismo bacteriano.

Además de las necesidades de nitrógeno, fósforo y azufre, también se requiere la presencia de elementos traza como níquel, cobalto, fierro y molibdeno (micronutrientes) los cuales en ciertas concentraciones aumentan la eficiencia del proceso (Weiland & Rozzi, 1991).

La tabla 3.1 resume las condiciones necesarias para llevar a cabo la digestión anaerobia de lodos en forma adecuada.

Tabla 3.1 Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga (Malina & Pohland, 1992)

Variable	Óptimo	Intervalo
pH	6.8-7.4	6.4-7.8
Potencial oxido-reducción (mV) (1)	-520 a -530	-490 a -550
Ácidos volátiles (mg/L de ácido acético)	50-500	<2000
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	1500-3000	1000-5000
Temperatura:		
Mesófila	32-38 °C	20-40 °C
Termófila	50-56 °C	45-60 °C
Tiempo de retención hidráulica (d)	10-15	7-30
Producción de gas (m ³ CH ₄ /kg SSV eliminados)*		0.75-1.12*
Composición del gas:		
Metano (CH ₄) (%)	65-70	60-75
Dióxido de carbono (CO ₂)(%)	30-35	25-40

* Noyola, 1998b

(1) Lectura de un electrodo Ag/Ag Cl₃

3.2 Efecto de la temperatura en microorganismos patógenos y parásitos

La temperatura es un parámetro que se encuentra íntimamente ligado a la eliminación de microorganismos patógenos y parásitos. La temperatura afecta directamente al equilibrio de la vida de los microorganismos incrementando o disminuyendo el ritmo de las reacciones bioquímicas y enzimáticas de los procesos celulares y por tanto su metabolismo. Cada tipo de microorganismos presenta tres fases principales: temperatura mínima, en donde comúnmente se presenta crecimiento lento; temperatura óptima, en la cual se presenta un crecimiento rápido y una temperatura máxima, en donde ya no es posible el crecimiento (Brock *et al.*, 1997).

Todas las células contienen determinados tipos de componentes químicos complejos como proteínas, lípidos, ácidos nucleicos y polisacáridos, los cuales están contenidos dentro de la membrana citoplasmática, a través de la cual entran los nutrientes y otras sustancias vitales. Si se rompe la membrana celular, la integridad de la célula se destruye, produciéndose la muerte (lisis) y liberándose al medio los componentes que la integran (Brock *et al.*, 1997).

La diversidad y el número de patógenos en los lodos dependen de las condiciones generales de salud y el tamaño de la población servida. Generalmente los virus patógenos y las bacterias viven de 1 a 3 meses mientras que los protozoos (quistes) y huevos de helminto pueden vivir hasta 1 año en agua residual y posiblemente mucho más en los lodos. (Sidhu *et al.*, 2008). La Tabla 3.2 presenta algunos conteos de patógenos y parásitos representativos para los lodos.

Tabla 3.2 Numero típico de microorganismos en el lodo crudo (Carrington *et al.*, 2001)

Microorganismo	Género	Número
Bacterias	<i>Escherichia coli</i> <i>Salmonella</i>	10^6 /g $10^2 - 10^3$ /g
Virus	<i>Entero-</i>	$10^2 - 10^4$ /g
Protozoos	<i>Giardia</i>	$10^2 - 10^3$ /g
Helmintos	<i>Ascaris</i> <i>Toxocara</i> <i>Taenia</i>	$10^2 - 10^3$ /g $10 - 10^2$ /g 5/g

La mayoría de las bacterias son inactivadas a temperaturas por encima de 70 °C a tiempos de exposición relativamente cortos. Temperaturas más bajas a tiempos prolongados pueden ser igualmente efectivas; sin embargo, algunas producen esporas (por ejemplo las especies *Clostridium*), las cuales requieren altas temperaturas para una completa destrucción.

Las bacterias patógenas de los mamíferos tienen temperaturas de crecimiento óptimo en el cuerpo de 35-40 °C, siendo incapaces de multiplicarse rápidamente por debajo de 25 °C. El hábitat natural de esos microorganismos es el intestino y para su crecimiento

necesitan agua y nutrientes. Por otro lado, las condiciones adversas para el crecimiento, no necesariamente son letales para los microorganismos, ya que algunos sobreviven envueltos en estructuras y mediante otros mecanismos. Los gusanos como *Taenia spp.* y *Ascaris spp.*, inician su vida en un huevo que les sirve como transporte de un huésped a otro. Los protozoos patógenos como *Clyptosporidium* y *Giardia* están envueltos en un quiste con el mismo fin. Estas estructuras son extremadamente resistentes a condiciones ambientales extremas (Carrington *et al.*, 2001). Sin embargo esos microorganismos no pueden reproducirse fuera del huésped por lo que su número en el lodo es relativamente bajo.

La inactivación térmica es reportada como la mejor opción para inactivar huevos de helmintos en lodos. (Sidhu *et al.*, 2008). Además, varios autores recomiendan la realización de un tratamiento térmico previo a la digestión anaerobia con el objeto de disminuir o eliminar la presencia de microorganismos parásitos y patógenos en fases posteriores. (Lang *et al.*, 2007; Carrington *et al.*, 2001; Aitken *et al.*, 2005).

La grafica de Strauch, Figura 3.2 (Carrington *et al.*, 2001) señala una “zona de seguridad” donde, si las condiciones de operación están por encima de los requerimientos mínimos se obtiene un lodo virtualmente libre de patógenos.

La US EPA, 1999 también propone una fórmula para calcular el tiempo y la temperatura necesarias para la obtención de un biosólido de Clase A.

Si el contenido de sólidos en el lodo es de 7% o más, se utiliza

$$D = (131.7 \times 10^6) / 10^{0.14 T}$$

Si es menor a 7%

$$D = (50.07 \times 10^6) / 10^{0.14 T}$$

Donde D, es el tiempo en días y T la temperatura en °C. El tiempo de contacto no debe ser menor a 30 minutos ni la temperatura menor a 50°C.

Mientras que las fórmulas concuerdan con el gráfico de Strauch para altas temperaturas, hay mucha diferencia a bajas temperaturas para lodos con menos de 7% de contenido de sólidos.

Las condiciones de la US EPA son: 30 minutos a 67°C; 1 hora a 65°C; 4.8 horas a 60°C; 1 día a 55°C; y 5 días a 50°C. Para lodos con alto contenido de sólidos los requerimientos van desde 30 minutos a 70°C a 13 días y 50°C.

La diferencia parece surgir porque la US EPA desarrolló un modelo lineal usando una escala logarítmica para el tiempo e incorporando un margen de seguridad mientras que se puede notar en la figura de Strauch (Figura 3.2) que la frontera de seguridad es una curva irregular que depende de varios factores y no es directamente proporcional ni al tiempo ni a la temperatura.

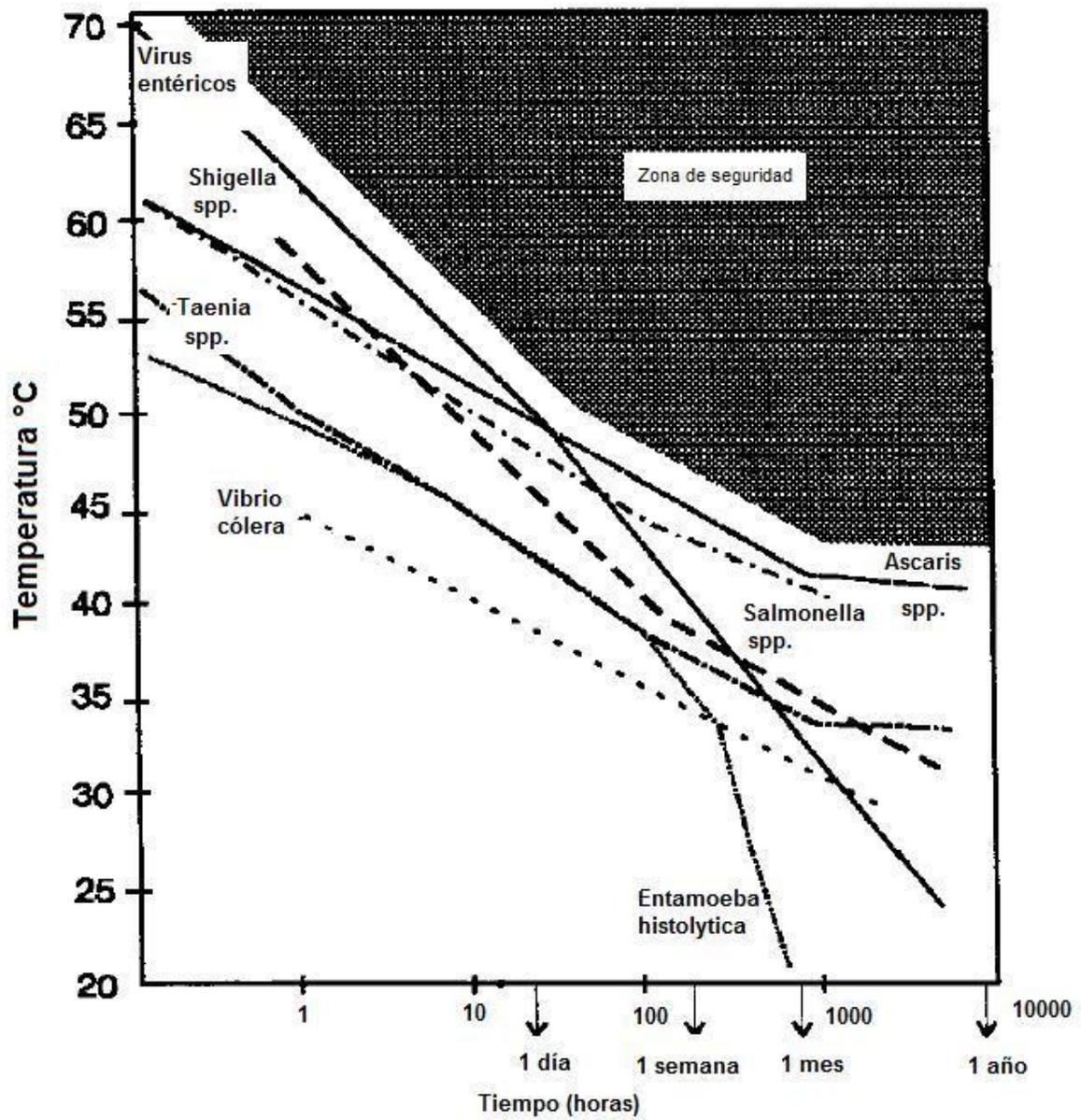


Figura 3.2 Requerimientos de tiempo y temperatura para producir lodo virtualmente libre de patógenos (Carrington *et al.*, 2001).

3.3 Digestión anaerobia de lodos

3.3.1 Digestores anaerobios de lodos

Los digestores anaerobios de lodos pueden clasificarse en dos tipos:

- Digestores de baja tasa
- Digestores de alta tasa

En los digestores de baja tasa, conocidos también como convencionales, el proceso se realiza en un tanque sin calentamiento ni mezclado, por lo que la estratificación del contenido del reactor hace que aproximadamente en el 30% del volumen se lleve a cabo la actividad biológica. Su aplicación es principalmente en plantas pequeñas.

Los tiempos de retención hidráulica (TRH) se encuentran entre 30 y 90 días, con cargas recomendadas entre 0.5 y 1.0 kg SSV/m³.d. En el caso de digestores de baja tasa mezclados, las cargas son de 1.0 a 1.6 kg SSV/m³.d (Noyola, 1998b).

En los digestores de alta tasa se aplica un mezclado al medio de reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por la recirculación de gas o de líquido, o una combinación de ambos. Esta variante cuenta con un sistema de calentamiento que lleva la temperatura del digestor a rangos mesofílicos o termofílicos. En este tipo de reactores las cargas recomendadas van de 1.6 a 3.2 kg SSV/m³.d.

La geometría en un digestor de lodos, influye en factores como el mezclado de los lodos, en la generación de zonas muertas y en la acumulación de sólidos en el fondo del digestor. Las geometrías convencionales más utilizadas para digestores anaerobios de lodos son la geometría clásica, americana, europea y en forma de huevo.

Un desarrollo relativamente reciente en materia de digestión anaerobia de lodos es la introducción de los tanques de forma oval (reactores egg-shaped digester: ESD). Los ESD eliminan las zonas muertas y presentan condiciones óptimas para la circulación y mezclado del lodo, lo cual permite reducir significativamente los requerimientos energéticos para el mezclado. La base cónica del digestor permite la concentración del lodo en la parte inferior del mismo, por lo que éste es fácilmente mezclado o removido mediante un bombeo normal. De esta manera, prácticamente no existen problemas con lodos sedimentados y se asegura la utilización del volumen total del digestor, lo que permite la digestión completa de los lodos. Los digestores convencionales necesitan limpieza periódicamente, en tanto que los ESD pueden operar sin este requerimiento. Adicionalmente, los ESD requieren menor área para su construcción.

El fondo cónico se prefiere para evitar en algún grado la acumulación de sedimentos y para facilitar su limpieza. Las pendientes del fondo se encuentran entre 1:3 a 1:5 (33 y 20%). Pendientes menores de 1:5 se comportan prácticamente como fondos planos. Para la investigación que se realizará en este trabajo será operado un digestor en forma de huevo.

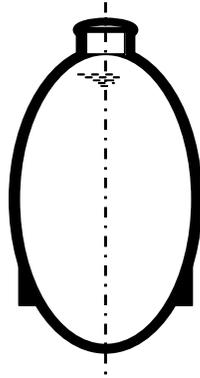


Figura 3.3 Geometría en forma de huevo

4. PRETRATAMIENTO DE LODOS

En la digestión anaerobia de lodos, la hidrólisis es considerada como el paso limitante. Es por eso que un mejoramiento en la eficiencia de la misma se considera de mucha importancia para el proceso de degradación anaerobia.

Luego del tratamiento aerobio de las aguas residuales, la mayor parte de la materia orgánica en los lodos queda contenida en las células, lo que reduce su disponibilidad para los microorganismos anaerobios. Es por eso que la solubilización o desintegración del lodo mediante diversos métodos de pretratamiento es ampliamente estudiada. Wang *et al.*, 1997; Müller 2001; van Lier *et al.*, 2001; Gavala *et al.*, 2003; Jeongsik *et al.*, 2003; Bougrier *et al.*, 2006 y otros estudiaron el efecto de diversos métodos de pretratamiento y reportaron las ventajas y desventajas de los mismos.

Los pretratamientos tienen por objetivo cambiar la estructura de los flóculos y mejorar la solubilidad de la materia orgánica contenida en los lodos. Así, los componentes disueltos pueden ser usados más fácil y rápidamente en los tratamientos biológicos posteriores o para la recuperación de componentes útiles como nitrógeno y fósforo. Otros objetivos son, el mejoramiento de la deshidratación del lodo, la reducción de patógenos y la eliminación de la espuma. (Müller, 2001). Este autor reporta varios métodos de pretratamiento ya aplicados, entre ellos cita:

- tratamientos térmicos, en el rango de temperatura de 40-180 °C.
- tratamientos químicos usando ozono, ácidos o álcalis.
- desintegración mecánica con ultrasonido, molinos, homogeneizadores y otros.
- congelamiento y derretimiento.
- hidrólisis biológica con o sin adición de enzimas.

Algunos investigadores han propuesto también la combinación de varios métodos.

Un pretratamiento térmico es conveniente para facilitar la estabilización, aumentar la deshidratación del lodo, la reducción del número de patógenos y puede ser realizado a un costo comparativamente menor, especialmente a temperaturas relativamente bajas.

En este sentido, Bougrier *et al.* (2006) reportan que comparando varios métodos de pretratamiento en lodo secundario se obtuvo el mejor resultado en cuanto a solubilización del mismo utilizando un tratamiento térmico entre 170 y 190 °C en intervalos de 1 h y 1.5 h y que el efecto del tiempo en estos tratamientos no fue importante. Además en otra investigación del mismo año (Bougrier *et al.*, 2006) concluye que el pretratamiento térmico mejora la eficiencia de la digestión anaerobia posterior y que el aumento en la producción de metano resultante (25% de aumento a 190 °C) es suficiente para cubrir la demanda de energía necesaria para precalentar el lodo.

En el estudio de Wang *et al.* (1997) fue estudiada la efectividad de un pretratamiento térmico entre 60 y 120 °C y tiempos de 5,10,20, 30 y 60 minutos para la digestión anaerobia mesofílica (37 °C) y se concluye que el pre-tratamiento resulta en un aumento significativo de la producción de metano (30-52%). No se observaron diferencias significativas entre pretratamientos a 60 °C, 80 °C y 100 °C. Este estudio también demostró que el pretratamiento térmico a temperaturas moderadas promueve la hidrólisis y la destrucción de la materia orgánica contenida en los lodos y que el rango de temperaturas durante el pretratamiento debe mantenerse entre 60-100 °C.

Gavala *et al.* (2003) reportan que un pretratamiento térmico es conveniente para:

- Facilitar la estabilización de los lodos.
- Aumentar la deshidratación del lodo.
- Reducir el número de patógenos.
- Puede ser realizado a costos comparativamente más bajos en especial a temperaturas moderadas, menores a 100 °C.

Valo *et al.* (2004) reportan que un tratamiento térmico a 170 °C y 1 h resultó en un 71% de remoción de DQO, 59% de reducción de los sólidos totales y un incremento del 54% en la producción de biogás.

En el trabajo de Noyola *et al.* (2007) en el cual se utilizó un termohidrolizador con temperatura controlada en el rango de 60 a 70 °C durante una hora, seguido de dos reactores mesofílicos en serie tipo UASB se concluyó que fue este pretratamiento el responsable de la eliminación de los huevos de helmintos tanto en número como en viabilidad.

Barjenbruch *et al.* (2003) estudiaron tratamientos térmicos en una mezcla de 40% lodo primario y 60% lodo secundario a 80, 90 y 121°C durante 1 hora en un autoclave con digestión anaerobia posterior y concluye que el mayor aumento en la producción de biogás se observó a los 90 °C pero que una temperatura de 121°C es mejor para la degradación de los sólidos suspendidos volátiles.

En el trabajo de Lu *et al.* (2007) se operó un sistema de dos fases para el tratamiento de lodos primarios. El primer paso consistía en una hidrólisis hipertermofílica a 70 °C y un TRH de 2 días seguida de una digestión anaerobia termofílica (55 °C). Este sistema consiguió un aumento del 12% en la remoción de SSV y mayor reducción de patógenos que un sistema de una sola fase termofílica. Además se incrementó el potencial de metano en 48% y en 115% la producción del mismo y por último se demostró que la energía extra requerida para el pretratamiento puede ser cubierta por el incremento de energía generada por la producción adicional de metano y que incluso habría energía en exceso.

En la tabla 4.1 (Bougrier *et al.*, 2008) se presenta una revisión bibliográfica de los impactos de diferentes pretratamientos térmicos en lodos activados y digestión anaerobia mesofílica.

Tabla 4.1 Revisión bibliográfica de los impactos de diferentes pretratamientos térmicos en lodos activados y digestión anaerobia mesofílica.

(Adaptado de Bougrier *et al.*, 2008)

Referencia	Tratamiento térmico	Digestión Anaerobia	Resultados
Li y Noike (1992)	175 °C 60 min.	CSTR, TRH=5 días	Aumento en la producción de biogás de 108 a 216 mL/g de DQO (+100%)
Tanaka <i>et al.</i> (1997)	180 °C 60 min.	Batch, 8 días	Aumento en la producción de metano (+90%)
Fjordside (2001)	160 °C	CSTR , 15 días	Aumento en la producción de biogás (+60%)
Gavala <i>et al.</i> (2003)	70°C, 0,1 ,4 y 7 días	Batch	Aumento en la producción de CH ₄ de 8.3 a 10.45 mmol/g de SV (+26%)
Barjenbruch y Kopplow (2003)	121°C 60 min.	CSTR , 20 días	Aumento en la producción de biogás de 350 a 420 mL/g de SSV (+20%)
Jeonsgsik <i>et al.</i> (2003)	121°C 30 min.	Batch, 7 días	Aumento en la producción de biogás de 3657 a 4843 l/m ³ de lodo activado (+32%)
Dohanyos <i>et al.</i> (2004)	170 °C 60 s	Batch, 20 días termofílico	Aumento en la producción de biogás (+49%)
Valo <i>et al.</i> (2004)	170 °C 60 min	Batch, 24 días	Aumento en la producción de biogás (+45%)
Valo <i>et al.</i> (2004)	170 °C 60 min	CSTR, 20 días	Aumento en la producción de CH ₄ de 88 a 142 mL/g de DQO (+61%)
Graja <i>et al.</i> (2005)	175 °C 40 min	Reactor de lecho modificado , TRH=2.9 días	65 % de reducción de SST
Bougrier <i>et al.</i> (2006)	170 °C 30 min	Batch, 24 días	Aumento en la producción de CH ₄ de 221 a 333 mL/g de DQO (+76%)
Bougrier <i>et al.</i> (2006)	170 °C 30 min	CSTR, 20 días	Aumento en la producción de CH ₄ de 145 a 256 mL/g de SV (+51%)

CSTR: reactor continuo completamente mezclado, TRH: tiempo de retención hidráulico, SV: sólidos volátiles, SSV: sólidos suspendidos volátiles, SST: sólidos suspendidos totales.

En contraste con la información previamente mencionada, se han encontrado en la literatura muy pocos trabajos sobre tratamientos térmicos que reporten remoción de microorganismos parásitos y patógenos, entre ellos podemos citar a Noyola *et al.*, 2007; Lu *et al.*, 2007; Eboly *et al.*, 2008; Maya *et al.*, 2008. Los resultados más importantes de estos trabajos se presentan en la tabla 4.2.

Tabla 4.2 Revisión bibliográfica de investigaciones que reportan remoción de parásitos y patógenos debido a tratamientos térmicos.

Referencia	Tratamiento térmico	Resultados
Noyola <i>et al.</i> (2007)	60 a 70°C 1 hora	100% de inactivación de huevos de helminto.
Eboly <i>et al.</i> (2008)	50, 60 , 70°C 30 ,60 y 90 minutos.	Desnaturalización de huevos de helminto a partir de 60 °C y 30 minutos. Inactivación total de huevos de helminto a 70 °C y 90 minutos.
Maya <i>et al.</i> (2008)	26,40, 50, 60, 70 y 80°C. 3 horas de contacto.	Inactivaciones de huevos de helminto del 10, 16, 57, 82, 100 y 100% respectivamente.

Como se puede observar en la tabla 4.1 y en los artículos mencionados, existe un buen número de trabajos relacionados con pretratamientos térmicos de lodos, y la mayoría de ellos fueron realizados a lodos activados. Todos estos trabajos concluyen que existen muchos beneficios asociados a la introducción de un pretratamiento térmico como paso previo a la digestión anaerobia, particularmente referidas al incremento en la producción de biogás. La revisión bibliográfica realizada muestra además que en la mayoría de estos trabajos se utilizaron relativamente altas temperaturas (120 a 190 °C) y largos tiempos de retención hidráulica. Sin embargo, pocos trabajos midieron la eliminación de microorganismos patógenos o parásitos (ver tabla 4.2).

Por estos motivos se hace necesario el estudio de pretratamientos y sus efectos a temperaturas más bajas (moderadas) y a menores tiempos de residencia, todo esto con el objeto de hacer más eficiente el proceso y las etapas posteriores de tratamiento. Con ello se podría atender un aspecto muy importante para las plantas de tratamiento de aguas residuales que es la disminución de costos relacionados con el tratamiento de los lodos y más aún la obtención a través de este mecanismo de un lodo con características que faciliten su disposición final.

Como conclusión de la revisión bibliográfica y teniendo en cuenta las referencias citadas, se puede plantear en forma de hipótesis que con un pretratamiento térmico se conseguirá la remoción de organismos patógenos y parásitos, se aumentará la biodegradabilidad del lodo y con ello se hará más eficiente la etapa de digestión anaerobia para finalmente obtener un lodo estabilizado con características de biosólido Clase A.

5. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

5.1 Justificación

Los lodos crudos producto del tratamiento de aguas residuales municipales presentan un alto contenido de microorganismos, algunos de ellos patógenos o parásitos, además, de contener en ciertos casos, metales pesados y compuestos tóxicos. Con objeto de controlar la contaminación al ambiente y el riesgo a la salud pública por un manejo inadecuado de estos residuos, en 2002 se publica la NOM-004 SEMARNAT-2002 que regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho en México, estableciendo las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Entre los procesos de tratamiento de lodos con fines de estabilización previa a su disposición final se encuentra la digestión anaerobia, la cual se utiliza ampliamente en el mundo desde hace más de 50 años. En la digestión anaerobia de lodos, la hidrólisis es considerada como el paso limitante. Un mejoramiento en la eficiencia de la misma se considera de mucha importancia para el proceso de degradación anaerobia. Se reportan varios métodos de pretratamiento para mejorar la hidrólisis, entre ellos, los tratamientos térmicos.

La digestión anaerobia es un proceso que puede cumplir con la NOM-004-SEMARNAT-2002, al menos para producir lodos clase C. Sin embargo, para cumplir con los parámetros de las clases B y A, es necesario controlar la presencia de patógenos (coliformes fecales y *Salmonella*) así como de los huevos de helmintos, aspecto que la digestión anaerobia convencional (mesófila) no puede lograr. Para ello, es necesario operar el digester en el intervalo termofílico (alrededor de 55°C) o realizar un pretratamiento térmico que elimine estos microorganismos desde un inicio.

Se plantea como hipótesis para este trabajo que un pretratamiento térmico conseguirá la remoción de organismos patógenos y parásitos, aumentará la biodegradabilidad del lodo y con ello se hará más eficiente la etapa posterior de digestión anaerobia obteniendo un biosólido Clase A (Noyola *et al.* 2007)

En dicho contexto, este trabajo busca encontrar las condiciones para el mejor acoplamiento entre un pretratamiento térmico a temperatura moderada y corto tiempo de residencia y una digestión anaerobia mesofílica posterior.

Con el arreglo se busca lograr en el pretratamiento la eliminación de organismos patógenos, *Salmonella* y la inactivación de huevos de helmintos con el objeto de adecuar los lodos para una posterior digestión anaerobia y así cumplir con la NOM-004-SEMARNAT-2002 en su especificación más estricta, la Clase A.

Así mismo, se buscará proponer esta tecnología como alternativa a ser incorporada a los digestores anaerobios (mesófilos) de lodos existentes en el país, ya que la incorporación de un dispositivo de pretratamiento de volumen reducido no implicaría una inversión importante y por otro lado permitiría la reducción de costos relacionados con la disposición final de los biosólidos producidos, al alcanzarse la Clase A.

5.2 Objetivos del trabajo

5.2.1 Objetivo General

Determinar la remoción de coliformes fecales, *Salmonella* y huevos de helmintos de lodos de purga con el arreglo de pretratamiento térmico y digestión anaerobia mesofílica para producir biosólidos clase A de acuerdo con la normativa mexicana.

5.2.2 Objetivos Específicos

- Cuantificar el grado de hidrólisis y la eliminación de patógenos y parásitos de una mezcla de lodos primario y secundario bajo condiciones de temperatura moderada (menor a 70 °C).
- Determinar el grado de estabilización de los lodos producidos por un arreglo de pretratamiento térmico seguido de una digestión anaerobia mesofílica para producir biosólidos clase A de acuerdo con la normatividad mexicana.

5.3 Metas del trabajo propuesto

- Establecer las mejores condiciones para eliminar coliformes fecales, *Salmonella* y huevos de helminto en un lodo representativo por medio de una predigestión con temperatura moderada (inferior a 70°C)
- Determinar las condiciones en las que se favorece tanto la remoción de patógenos y parásitos como la hidrólisis de la materia particulada en el reactor de pretratamiento.
- Evaluar el funcionamiento del acoplamiento entre el pretratamiento térmico con las mejores condiciones de operación encontradas y un digestor anaerobio mesofílico metanogénico de mezcla completa para cumplir con la clase A de biosólidos en México.

6. METODOLOGIA

6.1 Metodología de la investigación

Para el trabajo propuesto, el arreglo experimental consistió en un reactor batch de pretratamiento térmico (1 litro) que estuvo seguido de dos digestores anaerobios mesofílicos completamente mezclados (5 litros) en paralelo. La metodología seguida se presenta en la figura siguiente.

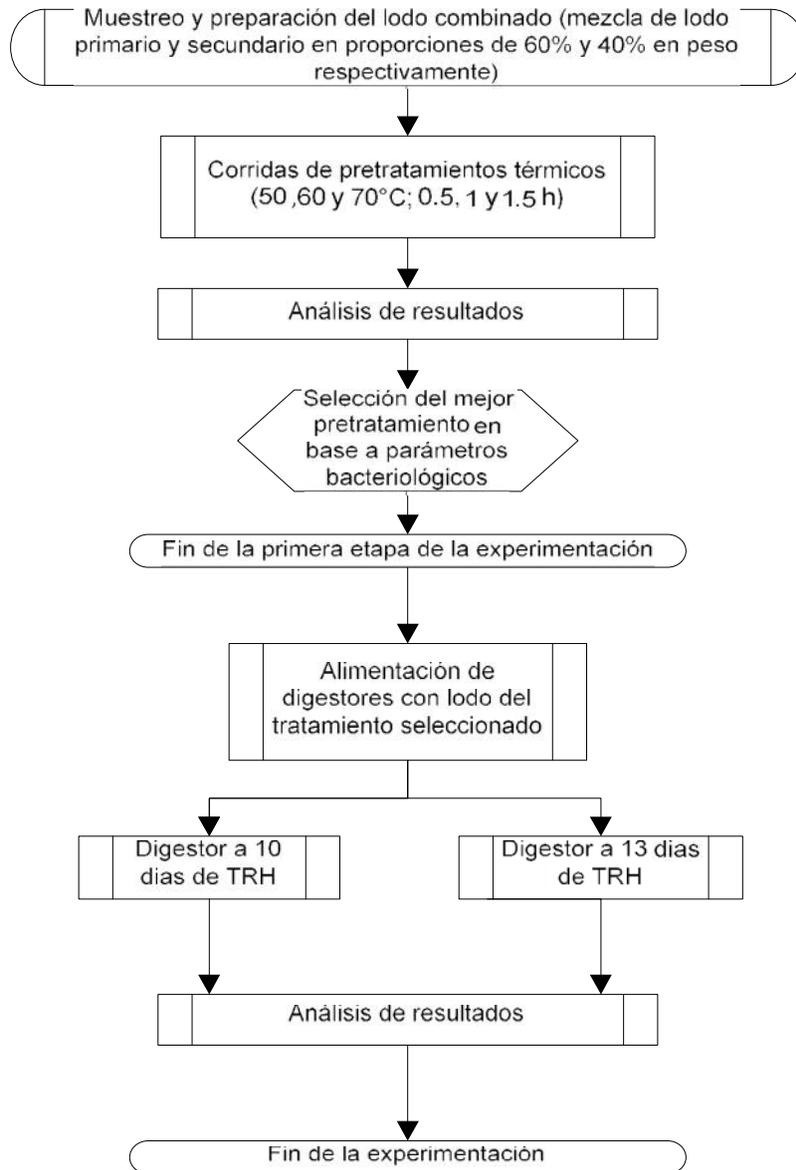


Figura 6.1 Metodología utilizada para la investigación

6.2 Obtención de lodos de alimentación

La alimentación consistió en una mezcla de lodos primario y secundario en proporciones de 60 y 40% (ver anexo 2) en peso, respectivamente, mezcla que simula la corriente de lodos de purga de una planta de tratamiento convencional de aguas residuales municipales. Los lodos primario y secundario para la experimentación fueron obtenidos de la Planta de tratamiento de aguas residuales del Cerro de la Estrella en la Ciudad de México. En el anexo fotográfico se muestran fotos de la fase de muestreo.

Luego del muestreo, los lodos se dejaban sedimentar aproximadamente durante 2 horas; el excedente de agua era retirado y a continuación se procedía a pasarlos por tamices. Para tamizar el lodo primario se utilizaron tres tamices: primero el de 0.5 cm luego el de 0.2 cm y por último el de 600 micrones. Para el lodo secundario se utilizó primero un tamiz de 0.2 cm y luego el de 600 micrones. De acuerdo con la consistencia de los lodos, se los hacía pasar por los dos o tres tamices mencionados y posteriormente se almacenaban en garrafones para ser transportados al cuarto frío del laboratorio del Instituto de Ingeniería donde permanecían a una temperatura de -4 °C.

En el laboratorio se realizaron los análisis de sólidos totales (STT), sólidos volátiles (STV) y sólidos fijos (STF) para conocer la composición de cada lodo y poder realizar la combinación de 60% de lodo primario y 40% de lodo secundario (con base en peso). Rubio (2004) reporta en su trabajo que la concentración de sólidos totales para la combinación de lodos (60% lodo primario y 40% de secundario) se encontraba entre 44 y 52 g/L. En este trabajo se buscó obtener aproximadamente la misma composición de lodos arriba mencionada.

6.3 Descripción de los dispositivos experimentales

6.3.1 Dispositivo experimental para el pretratamiento de lodos

Para determinar las mejores condiciones de operación del reactor de pretratamiento, se desarrolló un diseño experimental con las siguientes variables y sus respectivas combinaciones: Temperatura: 50, 60 y 70 °C; tiempo de tratamiento (batch): 0.5, 1 y 1.5 horas.

El dispositivo experimental consistió en un vaso de precipitado de 1000 mL. sobre el cual se colocó una rejilla a modo de tapa a la que se encontraba fija un agitador de 0.6 W con velocidad variable; todo este conjunto era introducido en el sistema de calentamiento.

El sistema de calentamiento fue denominado “Termohidrolizador de lodos”, el mismo estuvo constituido por un aro de aluminio que posee en su interior una resistencia de 200 W que propició el calentamiento de la mezcla de lodos. El termohidrolizador se conectaba a una caja controladora en cuyo interior se encuentra un circuito electrónico

que realiza varias funciones que le fueron programadas. Dentro del vaso de precipitado con la mezcla de lodos se introducía un termopar que iba midiendo la temperatura de la mezcla a lo largo del proceso; este termopar también estaba conectado a la caja controladora.



Figura 6.2 Termohidrolizador de lodos utilizado en la experimentación.

La temperatura y el tiempo deseados fueron programados mediante un teclado en la pantalla de la caja del controlador y en un cronómetro respectivamente, estos dos acoplados al circuito. Cuando la mezcla alcanzaba la temperatura deseada automáticamente se activaba el cronómetro que iniciaba la cuenta del tiempo programado y al alcanzarlo se activaba una alarma de aviso indicando que ya se completó el ciclo y ésta desconectaba el sistema y la resistencia dejaba de calentar. Cuando la temperatura estaba por encima de la programada se encendía un ventilador que ayudaba al sistema a bajar la temperatura hasta alcanzar la deseada y en ese momento éste se apagaba.

En la fase experimental de prueba de este dispositivo se encontró que existía una variación de ± 1 °C entre la temperatura programada y la real obtenida durante la operación. En el anexo fotográfico se muestra con más detalle el dispositivo termohidrolizador de lodos.

6.3.2 Digestor anaerobio mesofílico

Para la investigación se operaron en paralelo dos digestores anaerobios mesofílicos uno a 10 y otro a 13 días de TRH, estos tiempos de retención fueron seleccionados en continuidad con el trabajo de Rubio (2004) .Los digestores fueron alimentados

diariamente con lodo obtenido bajo una condición de operación del pretratamiento térmico.

Luego del pretratamiento la mezcla se dejaba a temperatura ambiente hasta que alcanzaba aproximadamente los 35°C, temperatura a la cual operan digestores anaerobios mesofílicos convencionales. Se determinaron en diversas corrientes los parámetros citados en la tabla 7.1; la metodología a seguir fue la de los Métodos Estándar (APHA, 1989) y las técnicas específicas desarrolladas por el grupo de trabajo.

Los parámetros analizados fueron:

Tabla 6.1 Parámetros analizados durante el monitoreo del funcionamiento del arreglo experimental			
Parámetro	Técnica	Frecuencia de medición	Punto de muestreo
Sólidos totales (STT; mg/L) Sólidos totales volátiles (STV; mg/L) Sólidos totales fijos (STF; mg/L)	Métodos Estándar	3 veces por semana	C,P,D
pH(unidades de pH)	Potenciómetro	Diario	C,P,D
Alcalinidad (Alc; mg CaCO ₃ /L)	Métodos Estándar	Diario	C,P,D
Relación de alcalinidades (α ; Adim.)	CBPA-II	Diario	C,P,D
Demanda Química de Oxígeno soluble (DQOs mg/L) filtrada en membrana 0.45micras	Métodos Estándar	3 veces por semana	C,P,D
Ácidos grasos volátiles (AGV; mg/L)	Cromatografía de gases	3 veces por semana	C,P,D
Coliformes fecales (CF; NMP/g ST)	NOM-004-SEMARNAT-2002	5 veces para cada estado	C,P,D
<i>Salmonella</i> (S; NMP/g ST)	NOM-004-SEMARNAT-2002	5 veces para cada estado	C,P,D
Huevos de helminto (HH; HH/g ST)	NOM-004-SEMARNAT-2002	5 veces para cada estado	C,P,D
Producción y composición de biogás (L/d)	Medidor de gas húmedo	Diario	MM
Proteínas (mg/L)	Método de Bradford (Fernández <i>et al.</i> 2003)	1 vez	C,P
Carbohidratos (mg/L)	CBPA-II	1 vez	C,P
Sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (mg/gSTV)	CBPA-II	1 vez	C,P

C: lodo crudo; P: lodo pretratado; D: lodo digerido; MM: fase gas de digestor metanogénico

CBPA : Manual de técnicas analíticas Laboratorio de Ingeniería y Bioprocesos Ambientales, Instituto de Ingeniería UNAM

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Pretratamiento térmico

7.1.1 Sólidos

Los valores obtenidos en promedio y su desviación estándar se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 7.1 Sólidos de lodos utilizados para los tratamientos

Tipo de lodo	STT (g/L)	STV (g/L)	STF (g/L)	%STV
Lodo primario	64.4±1.0	33.7 0.8	30.7±0.8	52.3±0.9
Lodo secundario	38.9±2.6	28.4±1.9	10.5±0.8	73.0±0.2
Mezcla (60% primario y 40% secundario)	50.7±2.8	29.2±1.8	21.5±1.0	57.6±0.6

Las características que la literatura reporta son STV entre el 60 y el 80 % para el lodo primario y STV entre el 70 y 80% para el lodo secundario (Noyola,1998b). Una comparación indica que el porcentaje de volátiles en el lodo primario utilizado en este trabajo es bajo; esto puede deberse a un funcionamiento inadecuado en los desarenadores de la planta, por lo que una cantidad importante de materia inorgánica (principalmente arcillas y arenas) estuvo presente.

Los valores promedios de los sólidos del lodo pretratado térmicamente y su desviación estándar se muestran en la tabla 7.2:

Tabla 7.2 Sólidos del lodo después de los tratamientos térmicos

		(g/L)			
		STT	STV	STF	%STV
0.5 h	50 °C	52.1±1.1	30.2±0.3	21.9±0.8	57.9±0.7
	60 °C	52.9±0.0	30.7±0.5	22.2±0.5	58.0±0.9
	70 °C	54.5±1.2	31.7±0.3	22.8±0.9	58.1±0.7
1 h	50 °C	53.7±0.1	30.3±0.2	23.4±0.1	56.5±0.3
	60 °C	55.6±2.9	31.0±1.6	24.6±1.3	55.8±0.1
	70 °C	58.6±4.1	33.1±3.1	25.5±1.0	56.5±1.4
1.5 h	50 °C	53.1±1.0	30.6±0.6	22.5±0.4	57.6±0.0
	60 °C	55.7±4.1	32.1±2.5	23.6±1.6	57.6±0.3
	70 °C	61.7±8.9	35.5±5.1	26.2±3.9	57.5±0.1

La figura 7.1 presenta los mismos datos pero en forma gráfica.

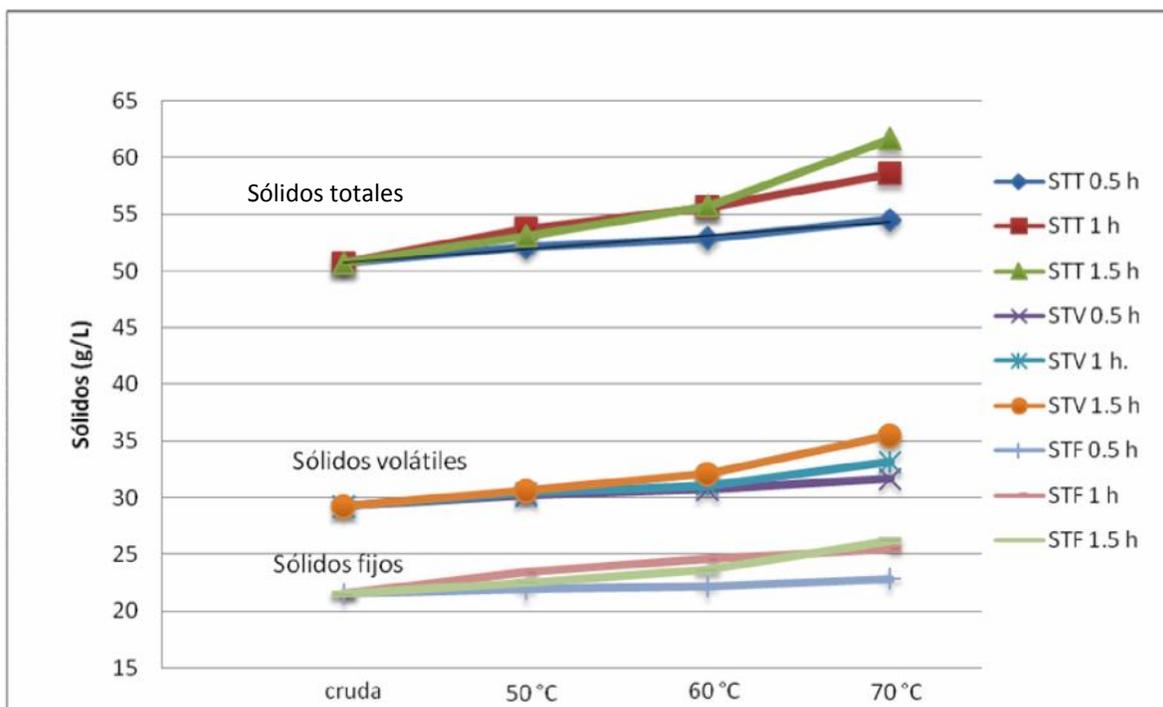


Figura 7.1 Sólidos del lodo obtenido después de los diferentes tratamientos térmicos

Como se puede notar, todos los tratamientos aumentan en distinto grado la concentración del lodo debido a la evaporación del agua contenida en los mismos durante la operación de calentamiento.

Calculando la R^2 para una línea de tendencia lineal de los sólidos totales, se tiene a 0.5 h una correlación de 0.9817, para 1h 0.9928 y para 1.5 h 0.9449. Se puede notar la existencia de una relación lineal entre las temperaturas y los tiempos de los tratamientos; a mayor tiempo y temperatura mayor evaporación del agua contenida en el lodo.

Bougrier *et al.* (2006) también reportan un importante aumento en la concentración de sólidos totales (12%) de lodo secundario luego de un tratamiento térmico a elevada temperatura (130 °C) y lo atribuyen a la deshidratación del lodo.

7.1.2 Parámetros bacteriológicos

Los resultados de las tres corridas realizadas se muestran en el Anexo 3 y en la tabla 7.3 se presentan en promedio los resultados obtenidos para los diferentes parámetros.

Tabla 7.3 Valores promedio de los parámetros bacteriológicos

Muestra	Temperatura	Tiempo (h)	Parámetro microbiológico					% de inactivación de huevos de helminto
			Coliformes fecales (NMP/gST)	<i>Salmonella</i> (NMP/gST)	Totales	Viables	No viables	
					HH/gST	HH/gST	HH/gST	
Lodo Crudo	-	-	1.85x10 ⁶	3.45 x10 ⁴	104	93	11	
Promedio	50°C	0.5	2.8x10 ⁵	6.5 x10 ²	92	48	44	48
		1	6.53 x10 ⁴	1.76 x10 ²	86	32	54	63
		1.5	3.43 x10 ⁵	2.73 x10 ²	91	27	64	70
Promedio	60°C	0.5	1.97 x10 ²	10	85	22	63	74
		1	28	ND	82	13	69	84
		1.5	3.6	ND	88	14	74	84
Promedio	70°C	0.5	ND	ND	81	ND	81	100
		1	ND	ND	85	ND	85	100
		1.5	ND	ND	87	ND	87	100

ND: No detectable

En la tabla 7.2 se presentan las gráficas de los resultados para los parámetros bacteriológicos; en ellos se señala además el límite establecido para la Clase A de cada parámetro, de acuerdo con la normatividad mexicana.

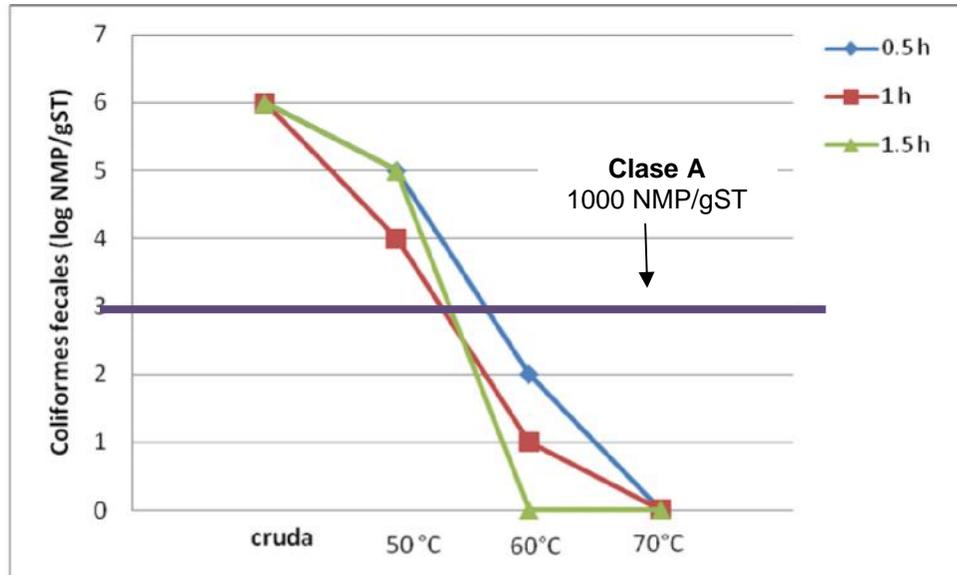


Figura 7.2 Resultados de coliformes fecales de los tratamientos

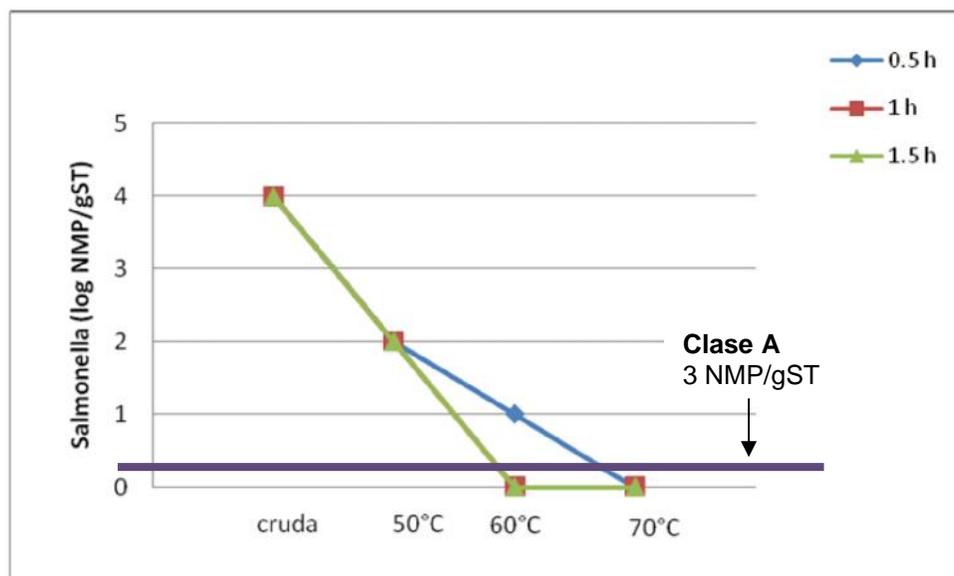


Figura 7.3 Resultados de *Salmonella* de los tratamientos

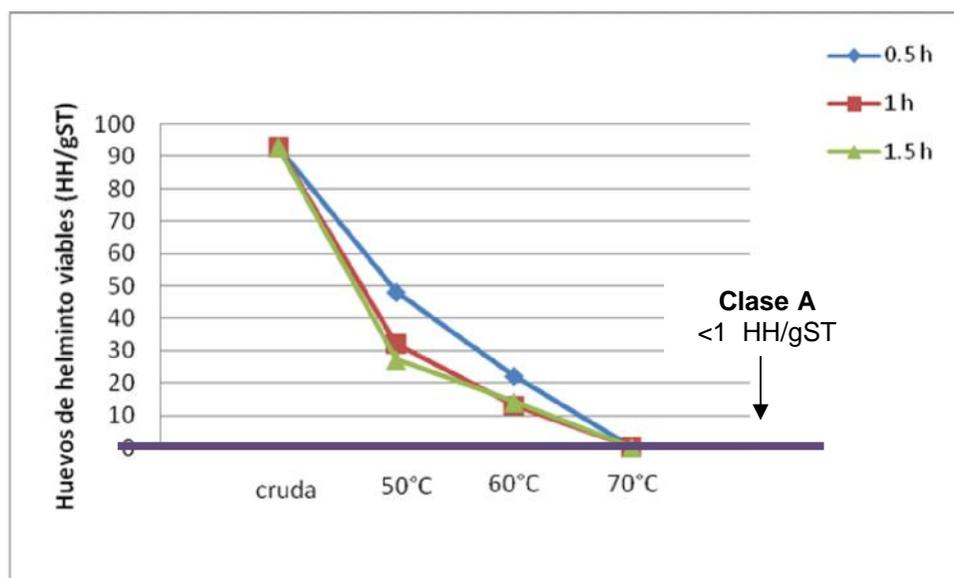


Figura 7.4 Resultados de huevos de helminto viables luego de los tratamientos

De los resultados promedio puede decirse que:

- Los tratamientos a 50 °C consiguen una remoción de entre 1 y 2 log para coliformes fecales y de 2 log para *Salmonella*. En cuanto a huevos de helminto se consigue inactivar entre el 48 y el 70 % de los mismos. Es claro que a esta temperatura ninguno de los tratamientos fue efectivo para eliminar patógenos e inactivar parásitos ya que ninguno de los parámetros cumple con lo establecido para la Clase A.

- A 60 °C se consigue una importante eliminación de coliformes fecales, entre 5 y 6 log de reducción de este indicador y para *Salmonella* 3 log de reducción a 0.5 h mientras que no fue detectada a 1 y 1.5 h de tratamiento. Para los huevos de helminto se logra una importante inactivación: entre 74 y 84% de huevos no viables.

A esta temperatura cumplen con los parámetros bacteriológicos indicados para la Clase A los valores de coliformes fecales a todos los tiempos de tratamiento y con *Salmonella* se cumple a 1 y 1.5 h. Sin embargo, ningún tratamiento cumple con lo establecido para huevos de helminto.

- A 70 °C ya no se detectaron coliformes fecales ni *Salmonella* y el 100% de los huevos de helminto fueron inactivados. A esta temperatura y a los tiempos ensayados todos los parámetros analizados cumplen con los parámetros bacteriológicos indicados para la Clase A.

De acuerdo con los resultados puede decirse además que las estructuras de los huevos de helminto son sumamente resistentes a las temperaturas a las que fueron sometidas, pues si bien los huevos pierden viabilidad la mayoría permanece en el lodo.

Estos resultados concuerdan con los reportados en el trabajo de Maya *et al.* (2008) donde 6 diferentes tipos de huevos de helminto de importancia médica fueron sometidos a condiciones extremas de humedad y pH. Ese trabajo reporta que a 60 °C se inactivan el 82% de los huevos y solo se consigue inactivación del 100% a 70 °C y a 80 °C.

En ese estudio el tiempo efectivo de contacto fue de 3 horas.

En el trabajo de Noyola *et al.* (2007) donde se utilizó un equipo semejante al de este estudio, en un rango de temperatura de 60 a 70 °C durante 1 hora de tratamiento, se reporta efectividad en la inactivación del 100% de los huevos de helminto.

En su investigación, Eboly *et al.* (2008) operaron un termohidrolizador de lodos buscando la mejor combinación de tiempo y temperatura para la eliminación de huevos de helminto y coliformes termotolerantes y reporta que la desnaturalización de los huevos se observa a partir del tratamiento de 60 °C y 30 minutos. También se consigue la inactivación total de huevos de helminto a 70 °C y 90 minutos. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en este trabajo.

En el informe publicado por Carrington *et al.* (2001) se recomiendan diversas combinaciones de tratamientos térmicos para reducir patógenos: 80 °C y 10 minutos, 75 °C y 20 minutos, 70 °C y 30 minutos, todos seguidos de digestión anaerobia mesofílica a 35 °C y 12 días de TRH. En el mismo sentido, Lang *et al.* (2007) recomiendan una prepasteurización del lodo a 70°C y 30 minutos para eliminación de patógenos seguido de una primera fase de digestión anaerobia mesofílica a 12 días y un segundo paso a 14 días de TRH.

Watanabe *et al.* (1997) comparan varios métodos de tratamiento de lodos en cuanto a inactivación de coliformes fecales y *Salmonella*. Los métodos que reportan valores inferiores a 10^3 NMP/gST para coliformes (Clase A) y < 3 NMP/gST para *Salmonella* son: deshidratación de lodos, compostaje y secado; las eficiencias de remoción reportadas en ese trabajo son comparables a las obtenidas en esta investigación para los tratamientos de 60 °C (1 y 1.5 h) y a 70 °C (0.5, 1 y 1.5 h).

Aitken *et al.* (2005) reportan que los huevos de helminto y los virus intestinales son considerados, dentro de la clase de patógenos, los más resistentes a la temperatura y que, sin embargo, datos sobre su cinética de inactivación a temperaturas bien caracterizadas y precisas son escasos. Además mencionan que las aparentes contradicciones en el comportamiento de los biosólidos a la inactivación pueden deberse a las diferentes condiciones experimentales entre los estudios y la diferente composición de los biosólidos.

Como se pudo ver, sólo los tratamientos a 70 °C cumplieron con los parámetros bacteriológicos establecidos en la Clase A de biosólidos especificada en la NOM-004-SEMARNAT-2002. Se realizó un análisis estadístico a esa temperatura para el parámetro de huevos de helminto totales y de esa manera saber si existe diferencia significativa entre los resultados obtenidos a los distintos tiempos ensayados a esa temperatura. Según los cálculos estadísticos, con un nivel de confianza del 95% se puede decir que no existe diferencia significativa entre los resultados obtenidos. La memoria de cálculo se presenta en el Anexo 2.

7.1.3 Demanda química de oxígeno soluble

En la tabla 7.4 se presentan los promedios de los valores de la DQO soluble obtenidos para los distintos tratamientos.

Tabla 7.4 DQO soluble de los tratamientos térmicos

Tiempo (h)	Temperatura (°)	DQO _s (mg/L)	Aumento (%)
Lodo crudo		2923±54	
0.5	50	4999±46	73
	60	6656±190	130
	70	7638±1056	164
1	50	6256±613	110
	60	7322±1898	145
	70	9633±710	223
1.5	50	7019±967	143
	60	8329±118	188
	70	10441±141	261

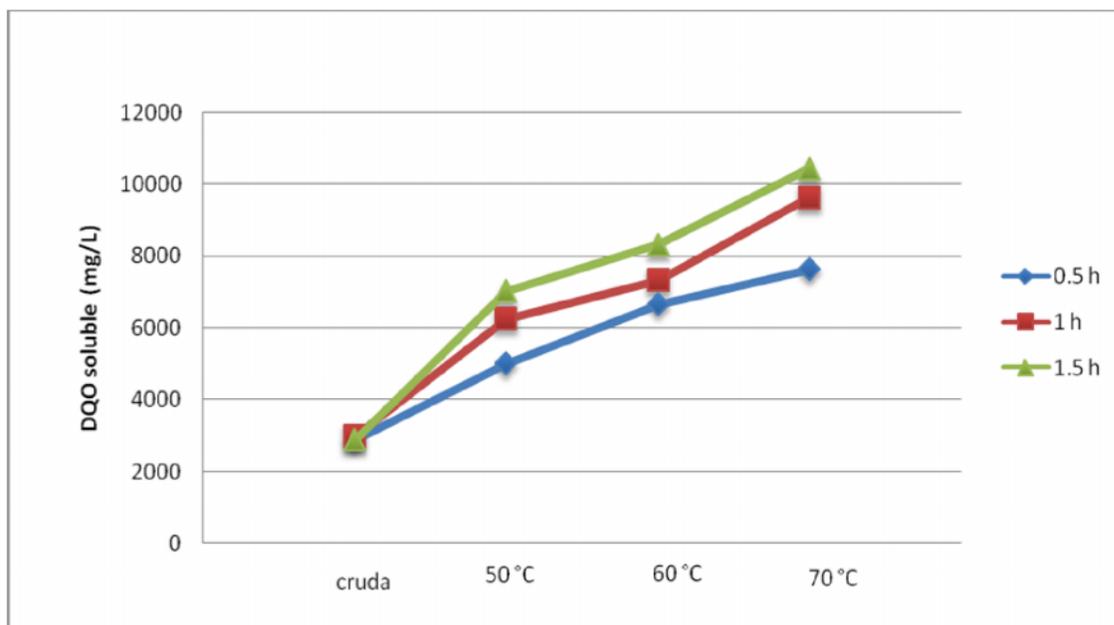


Figura 7.5 DQO soluble de los distintos tratamientos

En la figura 7.5 puede observarse la relación lineal existente entre el aumento de la DQO soluble en relación con las temperaturas y los tiempos de los distintos tratamientos. Esta relación lineal se corrobora con la R^2 calculada para la correlación de las las diferentes combinaciones de tiempos y temperaturas: a 0.5 h se tiene una correlación de 0.9754; a 1h se tiene 0.9639 y a 1.5 h se tiene 0.945.

La DQO soluble aumenta de manera importante para todos los tratamientos, lo que comprueba una de las hipótesis enunciadas con anterioridad, que un tratamiento térmico aumenta la solubilidad del lodo para hacerlo mas accesible a los microorganismos.

Además de esto habría también un efecto de evaporación debido al aumento de las temperaturas y al hecho de que el recipiente no se encontraba herméticamente cerrado. Estas pérdidas por evaporación se calcularán mas adelante en este trabajo. El intervalo de aumento en la DQO soluble va de un 73 a un 261%

Si bien es cierto que los resultados muestran que hay una considerable solubilización de la materia orgánica contenida en los lodos, como se verá mas adelante, esta materia no se solubiliza en forma de ácidos grasos volátiles (AGV'S).

Existen en la literatura varios estudios que reportan un aumento lineal de la DQO soluble con las temperaturas de tratamiento , lo cual concuerda con los resultados de este trabajo. Li *et al.* (1992) reporta un aumento de la DQO del 100% en un tratamiento a 175 °C y 60 minutos. Valo *et al.* (2004) reportan un aumento del 61% en un

tratamiento a 170 °C y 60 minutos. Por su parte, Bougrier *et al.* (2006) reportan aumentos del 76% a 170 °C y 30 minutos.

Como se puede notar, todos los trabajos antes mencionados concuerdan con que se produce un aumento en la DQO soluble debido a los tratamientos térmicos y los diferentes porcentajes obtenidos pueden deberse a las distintas condiciones de los experimentos y por la composición del lodo de alimentación utilizado.

7.1.4 Ácidos grasos volátiles

Los valores promedios y las desviaciones estándar de los ácidos acético, propiónico y butírico obtenidos tanto en la mezcla cruda como luego de los distintos tratamientos se presentan en la tabla 7.6.

Tabla 7.5 Ácidos grasos volátiles en los tratamientos térmicos

		Acético (mg/L)	Propiónico (mg/L)	Butírico (mg/L)	Suma (mg/L)	Aumento (%)
0.5 h	Lodo Crudo	343±17	170±18	74±12	587	
	50°C	504±10	261±52	95±2	860	47
	60°C	385±49	181±16	70±7	636	8
	70°C	358±9	179±24	80±16	617	5
1 h	50°C	418±0.4	208±8	92±7	718	22
	60°C	400±6	236±48	87±4	723	23
	70°C	401±0.6	198±2	91±9	690	18
1.5 h	50°C	454±7	208±4	87±3	749	28
	60°C	436±8	204±0.38	89±3	729	24
	70°C	433±5	215±6	91±1	739	26

La figura 7.6 presenta los valores en forma gráfica

Se puede ver que se incrementan los valores de los AGV'S con respecto a la mezcla cruda. Estos incrementos están en el orden del 2% para los tratamientos a 1 hora y del 26% para los tratamientos a 1.5 horas. A 0.5 h y 50 °C se obtuvo 47% de incremento pero para las demás temperaturas ensayadas (60 °C y 70 °C). a ese mismo tiempo se observaron incrementos en el orden del 7%. Aparentemente hubo algún error en la determinación a 0.5 h y 50 °C, ya que en todos los grupos de tratamiento (1 y 1.5 h) se obtuvieron incrementos del mismo orden y se notó que dicho incremento depende del tiempo de tratamiento y no de la temperatura utilizada.

En el trabajo de Noyola *et al.* (2007) se obtuvo un incremento de ácido acético del 48% de una mezcla cruda a la tratada (60 °C a 70 °C a 1 hora) y no detectaron aumentos en propiónico y butírico.

Climent *et al.* (2007) reportan aumentos del 43% de ácidos grasos volátiles (no especifican cual) para un tratamiento a 70 °C y 9 días de TRH.

En comparación con los reportes de la literatura, en este trabajo se obtuvieron menores incrementos en los ácidos grasos volátiles luego de los tratamientos térmicos.

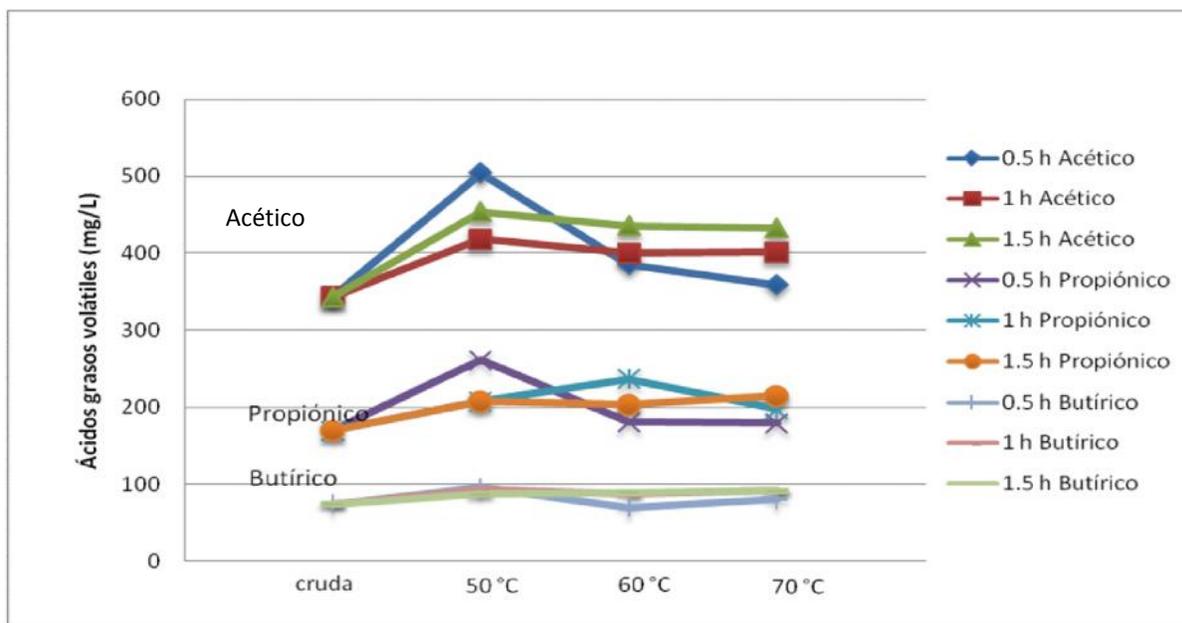


Figura 7.6 Ácidos grasos volátiles de los tratamientos térmicos

7.1.5 Proteínas y carbohidratos

Como fue presentado, la DQO soluble se incrementa con los tratamientos pero no así, al menos de manera importante, los AGV'S. Posibles responsables de este aumento en DQO soluble podrían ser las proteínas y los carbohidratos. Con el fin de definir esta aportación, la determinación de estos parámetros se realizó solamente al lodo pretratado térmicamente durante una hora y a las tres temperaturas estudiadas.

Los promedios de los resultados obtenidos se presentan en la tabla 7.6.

Tabla 7.6 Proteínas y carbohidratos en lodos pretratados durante 1 hora.

Muestra	Proteínas (mg/L)	Carbohidratos (mg/L)
Cruda	209±1	293±38
50 °C y 1 h	330±2 (58%)	580±16 (98%)
60 °C y 1h	328±7 (57%)	607±98 (107%)
70 °C y 1h	349±6 (67%)	775±73 (164%)

(%) aumento con relación a la mezcla cruda

Se puede ver que el aumento en la liberación de proteínas es del 58, 57 y 67% respectivamente para los tratamientos analizados y el incremento en los carbohidratos es del 98, 107 y 164%. Se manifiesta una tendencia en el incremento de la hidrólisis de ambos compuestos con la temperatura, principalmente en los carbohidratos.

Los resultados muestran que la hidrólisis propiciada por el tratamiento térmico aumenta en mayor grado la liberación de los carbohidratos que de las proteínas. Esto concuerda con el trabajo de Bougrier *et al.* (2008) donde reportan que para temperaturas menores a 150 °C la solubilización de los carbohidratos es más importante que el de las proteínas y sugieren que este hecho se debe a la localización de esos componentes; pareciera que los carbohidratos se encuentran principalmente en los exopolímeros del lodo mientras que las proteínas se encuentran dentro de las células. Entonces, para bajas temperaturas solo los exopolímeros serían afectados por el tratamiento térmico y a mayores temperaturas las paredes de la célula se lisan y las proteínas ya no se encontrarían protegidas pudiendo ser solubilizadas.

7.1.6 Sustancias poliméricas extracelulares (SPE)

Los lodos agrupan consorcios microbianos en matrices compuestas por polímeros insolubles.

Estos polímeros de origen microbiano reciben el nombre genérico de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), presentan un peso molecular que oscila entre 10 y 500 kilodaltones. Además de proporcionar soporte mecánico y protección contra condiciones ambientales adversas, suelen causar problemas operacionales durante el tratamiento de lodos ya que provocan cambios en la viscosidad del fluido.

Se han presentado problemas de operación en un digestor anaerobio de lodos (tipo UASB) y como parte de la estrategia de control, se ha contemplado la cuantificación de estas sustancias para identificar de manera directa su papel en la formación de natas y en la concentración de sólidos en determinadas zonas del mismo.

En este trabajo se realizó la determinación de SPE a los tratamientos de 60 °C a 1 y 1.5 h y a 70 °C a los tres tiempos estudiados con el fin de conocer si el tratamiento térmico provoca algún aumento significativo en la liberación de estas sustancias. Además, para conocer la naturaleza de estas sustancias, se cuantificaron las proteínas y los carbohidratos sobre las SPE extraídas.

Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 7.7.

Tabla 7.7 SPE obtenidos después de los distintos tratamientos y sus fracciones como proteínas y carbohidratos.

Muestra	SPE totales (mg/gSTV)	Proteínas (mg/gSTV)	Carbohidratos (mg/gSTV)	(Proteínas + Carbohidratos) (mg/gSTV)	Otros SPE (mg/gSTV)
Cruda	70	3	24	27	43
60 °C y 1 h	67	3	21	24	43
60 °C y 1.5 h	66	3	18	21	45
70 °C y 0.5 h	75	3	15	18	57
70 °C y 1 h	80	3	14	17	63
70 °C y 1.5 h	104	4	24	28	76

Puede concluirse que los tratamientos térmicos analizados no ocasionan que las células segreguen SPE en un patrón claro. Además, las proteínas y carbohidratos segregados no constituyen la mayor parte de las SPE puesto que existen otros materiales que no fueron cuantificados y que constituyen la principal fracción esas sustancias. Estos compuestos podrían ser: polipéptidos, lípidos, material nuclear, ácidos húmicos entre otras sustancias poliméricas (Neyens *et al.*, 2004).

Aun así, puede observarse que las SPE más liberadas fueron el grupo de los carbohidratos y esto concuerda con lo propuesto por Bougrier *et al.* (2008), ya mencionado en el apartado anterior.

Finalmente se realizó el cálculo teórico de la DQO soluble debida a los AGV'S, las proteínas, los carbohidratos y las proteínas y carbohidratos de las SPE obtenidos luego de los tratamientos a una hora y a las tres temperaturas ensayadas. Las bases teóricas para estos cálculos se muestran en el Anexo 1.

La tabla 7.8 presenta los componentes de la DQO soluble encontrados luego de los distintos tratamientos.

Tabla 7.8 Cuantificación de los componentes de la DQO soluble

Tratamiento	DQO soluble (mg/L)	DQO debida a AGV'S (mg/L)	DQO debida a proteínas (mg/L)	DQO debida a carbohidratos (mg/L)	Total cuantificado (mg/L)	DQO debida a otros materiales solubilizados (mg/L)
cruda	2923	752	284	313	1349	1574
50 °C y 1 h	6256	921	449	619	1988	4268
60 °C y 1 h	7322	935	446	648	2029	5293
70 °C y 1 h	9633	886	475	827	2187	7446

La tabla 7.9 también presenta la composición de la DQO soluble pero en porcentajes.

Tabla 7.9 Cuantificación en porcentaje de los componentes de la DQO_s.

Tratamiento	% DQO debida a AGV'S	% DQO debida a proteínas	% DQO debida a carbohidratos	% Cuantificado en este trabajo
Cruda	26	10	11	46
50 °C y 1h	15	7	10	32
60 °C y 1h	13	6	9	28
70 °C y 1h	9	5	9	23

Como se puede ver en la tabla 7.9, el 32% de los componentes de la DQO soluble producto del tratamiento a 50°C son conocidos y se integra de 15% de AGV'S, 7% de proteínas y 10% de carbohidratos. De la misma manera se cuantificaron el 28 y el 23% de los componentes de la DQO_s a 60 y a 70 °C. Llama la atención que a medida que se incrementa la temperatura de pretratamiento, disminuye la fracción de la DQOs constituida de componentes identificados.

En base a estos cálculos se puede concluir que es necesaria más investigación para conocer la composición mayoritaria de la DQO_s debida a un tratamiento térmico ya que en este trabajo se demostró que solo alrededor del 30% de sus componentes son conocidos.

7.1.7 Pérdidas en el proceso de calentamiento

Como se mencionó anteriormente, durante el proceso de calentamiento existía pérdida de agua del lodo por evaporación. Esta pérdida se cuantificó experimentalmente y los valores obtenidos se presentan en la tabla 7.10 para la mayor temperatura utilizada en este trabajo: 70 °C.

Tabla 7.10 Pérdidas por evaporación en el proceso de calentamiento.

Tratamiento	Volumen inicial (mL)	Volumen final (mL)	mL evaporados en el proceso
70 °C y 0.5 h	1000	980	20
70 °C y 1 h	1000	950	50
70 °C y 1.5 h	1000	900	100

En la tabla 7.10 se puede observar que el tiempo del tratamiento influye en la cantidad de agua evaporada durante el proceso. Las pérdidas por evaporación van de un 2 a un 10%. Se puede establecer de manera práctica que las concentraciones de los parámetros obtenidos en este capítulo podrían presentar esa variación (de 2 a 10%) debido a estas pérdidas que no fueron tenidas en cuenta al momento de realizar los cálculos. Sin embargo, las pérdidas encontradas no fueron significativas y los resultados obtenidos pueden ser tomados tal y como se presentan en este capítulo.

7.2 Digestión anaerobia mesofílica

Para iniciar la alimentación de los digestores, como aún no se contaba con los resultados de microbiología de la fase de tratamiento térmico y no se sabía con exactitud cuál sería el mejor tratamiento, se tomó la referencia de un trabajo similar (Noyola *et al.*, 2007) para seleccionar el tratamiento que serviría de alimentación. Para ello también se tomaron en cuenta cuestiones de costos asociados a un eventual escalamiento, por lo que se decidió optar por una temperatura y un tiempo promedios de todos los estudiados en esta investigación. Es así que se eligió el tratamiento de 60 °C y 1 hora.

7.2.1. Arranque de los digestores operados a 10 y 13 días de TRH (D1 y D2)

Los dos digestores fueron arrancados en paralelo, uno se inoculó con lodo secundario de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella (D1) y el otro con lodo proveniente de un reactor UASB de una industria cervecera (D2). El D1 fue alimentado 13 días con lodo secundario; la alimentación se realizó teniendo en cuenta la relación $\frac{F}{V}$. Si ésta no bajaba de 0.4, se seguiría aumentando gradualmente la alimentación hasta llegar a los 13 días de TRH.

En el día 14 se cambia la alimentación por el lodo proveniente del tratamiento seleccionado, lodo tratado a 60°C y 1 h. Ya con la nueva alimentación, el reactor alcanzó el TRH de 13 días (equivalente a 385 mL de alimentación) en el día 25 y fue alimentado de la misma manera hasta el día 32.

El D2 empezó a ser alimentado con lodo tratado térmicamente desde el día 14 y alcanzó el TRH de 13 días en el día 21. El criterio para aumentar la carga fue el mismo que el utilizado para el D1. Aumentar la alimentación siempre que $\frac{F}{V}$ fuera mayor a 0.4.

Ambos reactores siguieron operando con un TRH de 13 días hasta el día 32, cuando se toma la decisión de mezclar las biomasas de ambos reactores y alimentar con la mitad de la misma a cada reactor. Esta decisión se tomó para que los digestores tuvieran las mismas condiciones iniciales y poder así evaluar y comparar la operación para los dos TRH propuestos. Por lo tanto, se consideró este punto como un nuevo arranque.

Para el nuevo arranque se decide que D1 se operará a 10 días de TRH (500 mL de alimentación) y D2 a 13 días de TRH (385 mL de alimentación). Como la biomasa de inóculo ya se encontraba activa, luego del nuevo arranque, ambos reactores empezaron a operar con una alimentación de 385 mL equivalente al TRH de 13 días y con el mismo criterio de la relación $\frac{F}{V}$ se fue aumentando la alimentación del D1 hasta que alcanzó los 10 días de TRH en el día 7.

7.2.2 Sólidos

Como ya fue mencionado, el lodo crudo de alimentación consistió en una mezcla de lodo primario y secundario en proporciones de 60% y 40% en peso respectivamente. Esta mezcla de lodo crudo fue tratada térmicamente a 60°C y 1h y sus características principales se detallan en la tabla 7.9.

Tabla 7.11 Características promedio de la mezcla de alimentación pretratada y del lodo digerido (etapa estable)

Características	Mezcla tratada (60 °C y 1h)	D1	D2
Sólidos totales (g/L)	53.6±2.2	44.4±3.6	33.9 ±11.8
Sólidos volátiles (g/L)	31.6±1.3	23.1±2.3	17.7±5.9
Sólidos fijos (g/L)	21.9±1.1	21.3±1.9	16.2±6.0
% Sólidos volátiles	59.1±0.0	52.0±0.0	52.5±0.0

La carga promedio del reactor D1 fue de 3.0 ± 0.7 kg STV/m³.d y 2.3 ± 0.5 kg STV/m³.d para el D2.

Cargas similares fueron utilizadas en el trabajo de Noyola *et al.* (2007), donde reportan valores entre 1.6 y 3.2 kg STV/m³.d (lodo tratado), equivalente a la alimentación utilizada para digestores de alta tasa.

El comportamiento de los sólidos de ambos reactores se muestran en las figuras 7.7 y 7.8.

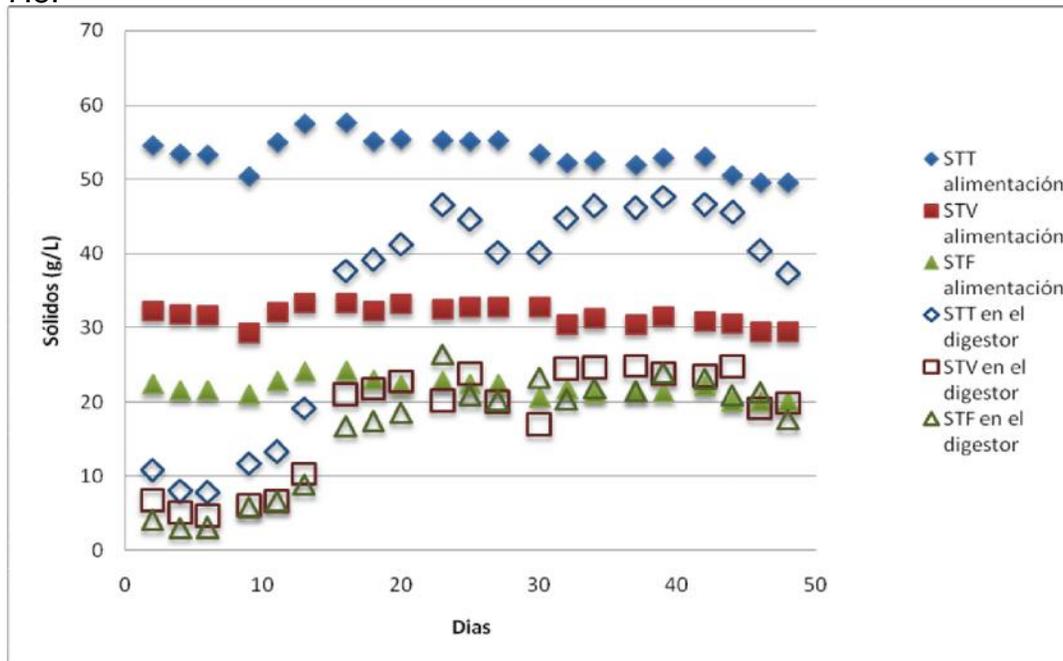


Figura 7.7 Sólidos digestor D1, operado a un TRH=10 días

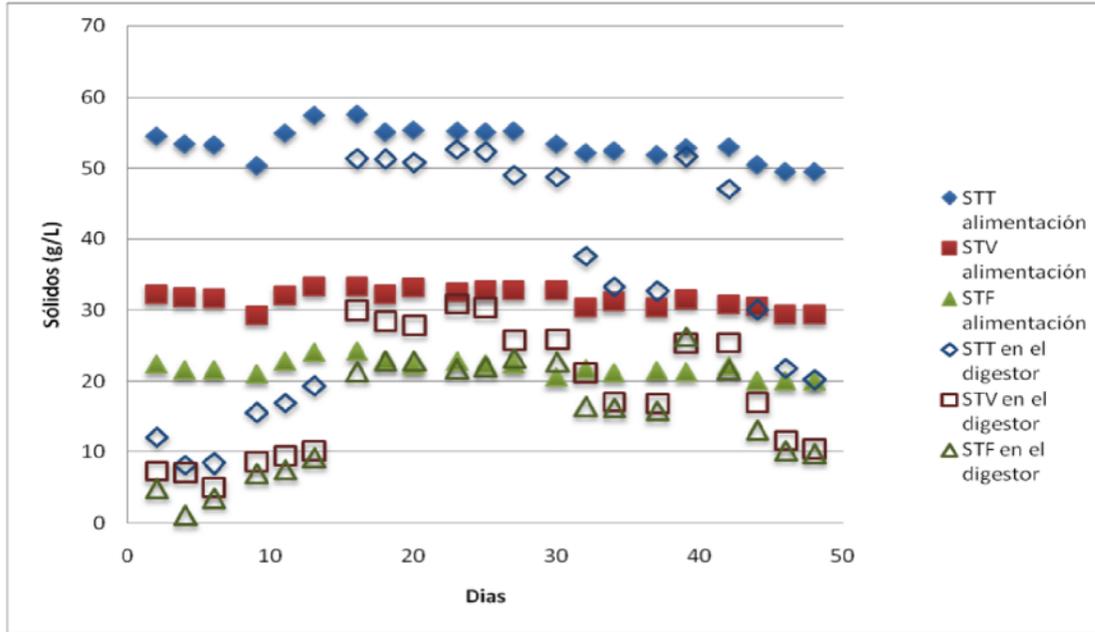


Figura 7.8 Sólidos digestor D2, operado a un TRH=13 días

Calculando el porcentaje de remoción de sólidos volátiles (RSV) para ambos reactores según la fórmula de Van Kleeck (Water Pollution Control Federation, 1987), se tiene :

$$\%RSV = \left(\frac{X_f - X_d}{X_f - X_{f,d}} \right) \times 100$$

Donde:

X_f : relación de sólidos volátiles en la entrada

X_d : relación de sólidos volátiles en la salida

En términos globales, para el periodo estable, la remoción de sólidos volátiles para el digestor D1 fue de 25% y para el D2 de 24% .

El porcentaje de remoción de sólidos volátiles fue bajo para ambos reactores, esto teniendo en cuenta el porcentaje de reducción de sólidos volátiles establecido en la NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece como mínimo para evitar la atracción de vectores un porcentaje del 38%.

Esta baja remoción puede deberse a la baja cantidad de materia orgánica biodegradable que presentó el lodo combinado (59%) , influenciada principalmente por la baja fracción STV/STT del lodo primario (52% en comparación con el normalmente esperado, del orden de 75%). También pudo haber influenciado un problema con la mezcla del reactor, ya que se notó mucha variabilidad en la consistencia del lodo que era extraído para realizar determinaciones.

Estos resultados son cercanos a los reportados por Rubio (2004) quien operando los mismos digestores de esta investigación pero como sistemas de dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico obtuvo como % de RSV de 31 y 28% respectivamente.

7.2.3 pH, alcalinidad y relación

Los valores del pH para ambos reactores se presentan en la figura 7.9.

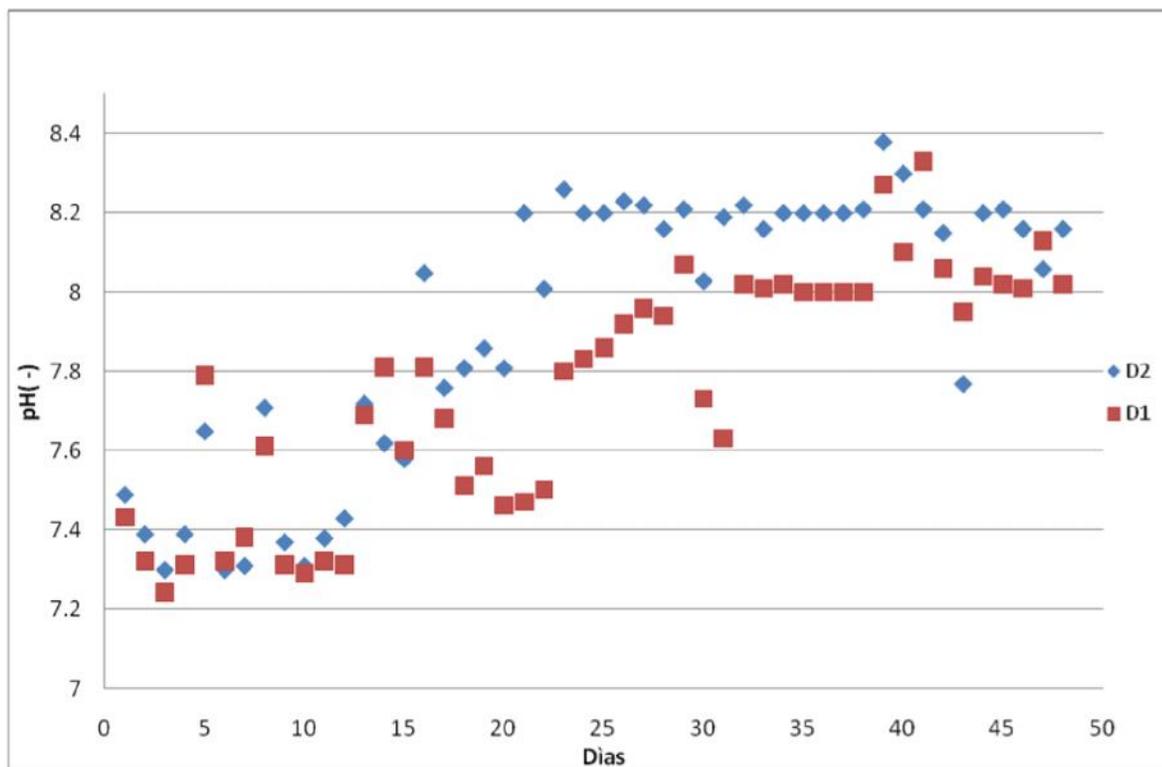


Figura 7.9 pH de los lodos digeridos por ambos reactores

El pH promedio del D1 durante la etapa estable fue de 8.1 ± 0.1 y del D2 8.17 ± 0.13 . Ambos reactores presentaron valores de pH por encima de los recomendados como óptimos para la digestión anaerobia de lodos (6.8 a 7.4).

En la figura 7.10 se muestran los valores de alcalinidad de ambos reactores. La alcalinidad del D1 se mantuvo en un valor promedio de 5188 ± 366 mgCaCO₃/L en su etapa estable, que se encuentra en los valores altos del intervalo considerado como favorable para la digestión anaerobia. El D2 presentó una alcalinidad promedio aún mayor durante su etapa estable; este valor fue de 5221 ± 589 mgCaCO₃/L.

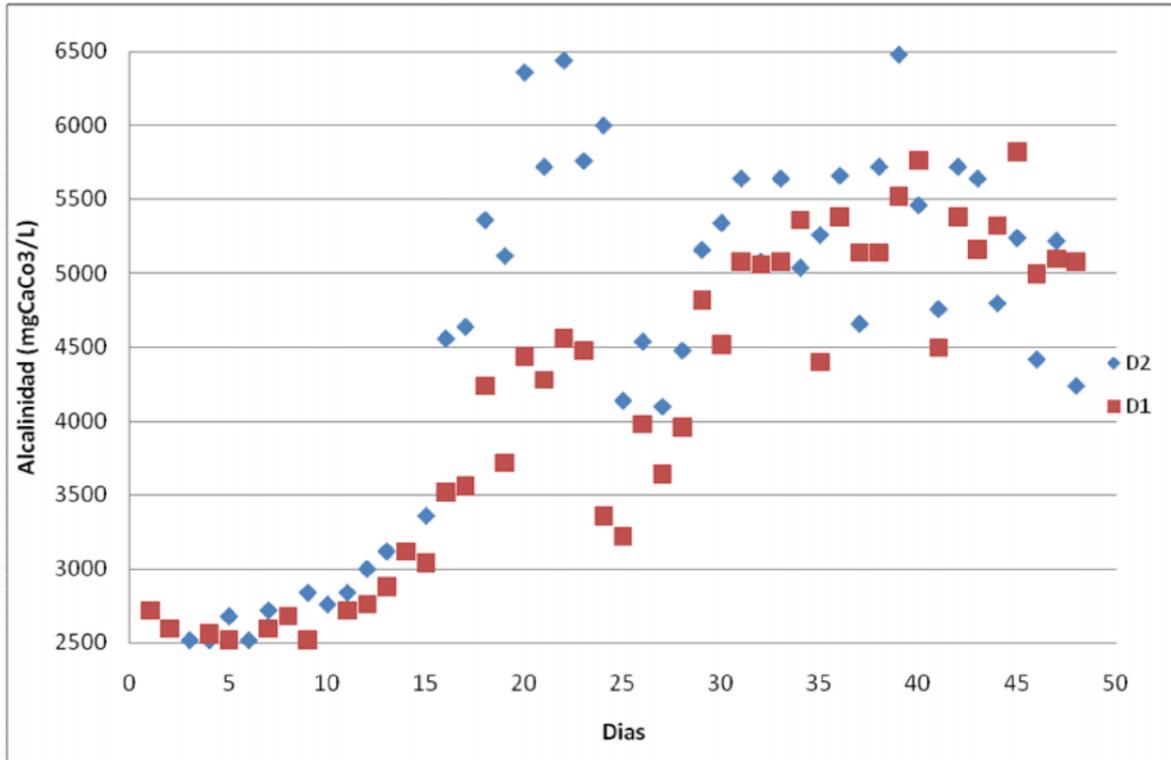


Figura 7.10 Alcalinidad de los lodos digeridos por ambos reactores

La relación de ambos reactores (Fig.7.11) se mantuvo en promedio en 0.50 ± 0.04 desde el arranque y hasta el día 20 de operación, indicando estos valores que en ambos reactores existió un equilibrio entre los bicarbonatos producidos por la descarboxilación del acetato durante la producción de metano y de los ácidos grasos volátiles producidos durante la acidogénesis.

A partir del día 20 estos valores empiezan a incrementarse, alcanzando en la etapa estable promedio de 0.70 ± 0.04 para el D1 y 0.75 ± 0.05 para el D2 indicando una operación estable en ambos reactores y que se podían incrementar la cargas, lo cual no se llevó a cabo puesto que cada uno de ellos ya se encontraba operando en el TRH requerido.

Ambos reactores presentaron comportamientos similares en cuanto a la relación , pero el D2 adelantado al D1, es decir, alcanzando más rápido la estabilidad del proceso y pudiendo soportar con anterioridad al D1 aumentos de carga. Esto se debe a que el D2 operaba a mayor TRH (13 días) y menor carga $2.3 \text{ kg STV/m}^3 \cdot \text{d}$

La relación de ambos reactores muestran que durante la operación no existieron problemas de acidificación ya que este parámetro siempre se mantuvo por arriba de 0.4. Aparentemente ambos reactores pudieron ser alimentados con mayor carga.

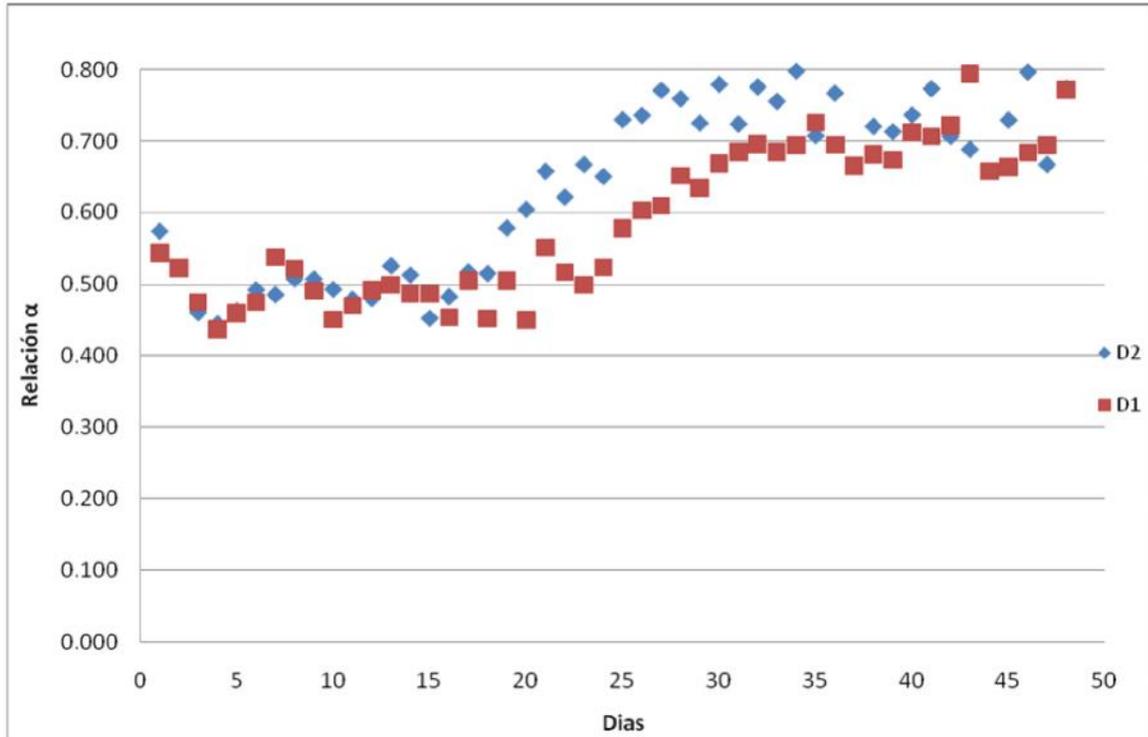


Figura 7.11 Relación de los lodos digeridos por ambos reactores

7.2.4 Biogás

La producción de biogás de ambos reactores se presenta en la figura 7.12.

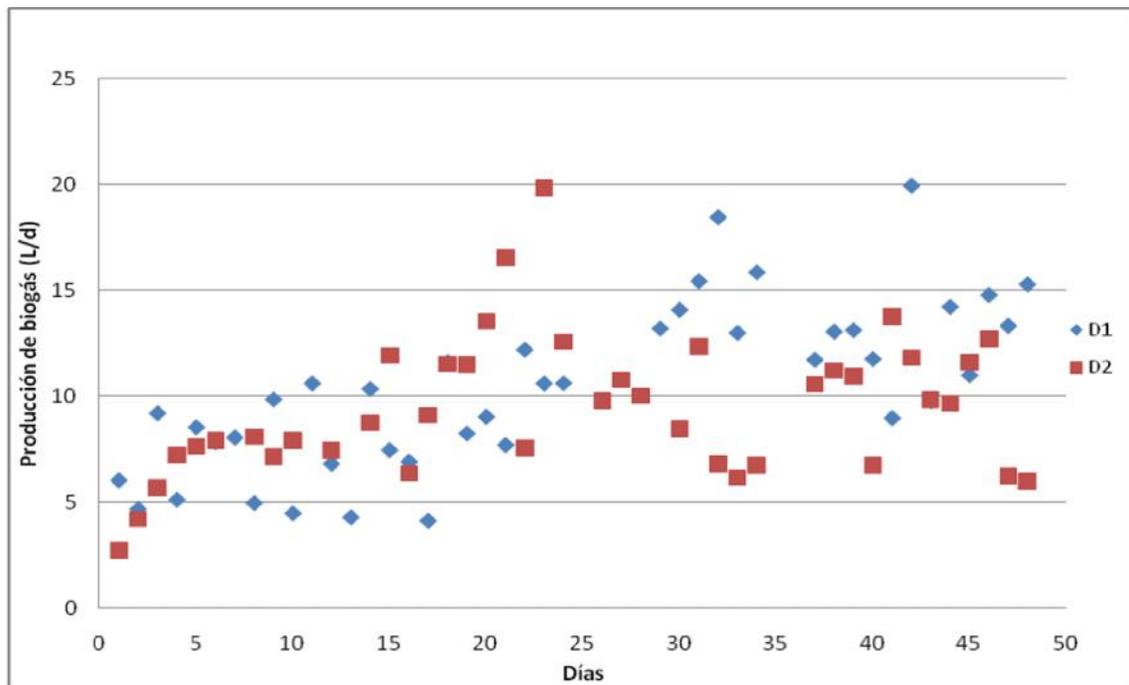


Figura 7. 12 Producción total de biogás en ambos digestores.

El contenido de metano en el biogás se muestra en la figura 7.13.

En su etapa estable el D1 presentó una producción de biogás promedio de 13.63 ± 2.98 L/d y el D2 de 9.84 ± 2.60 L/d con un porcentaje de metano de $71 \pm 7.90\%$ y $73 \pm 2.22\%$ respectivamente.

En el trabajo de Bougrier *et al.* (2006) se reporta que el biogás obtenido tras un tratamiento térmico entre 130 y 170 °C y una digestión mesofílica posterior resulta en una composición del 70 a 71% de metano. Los porcentajes de metano obtenidos en ambos reactores se encuentran en el intervalo indicado por la literatura (60-75%; Malina&Pohland, 1992) y los reportados en otros trabajos.

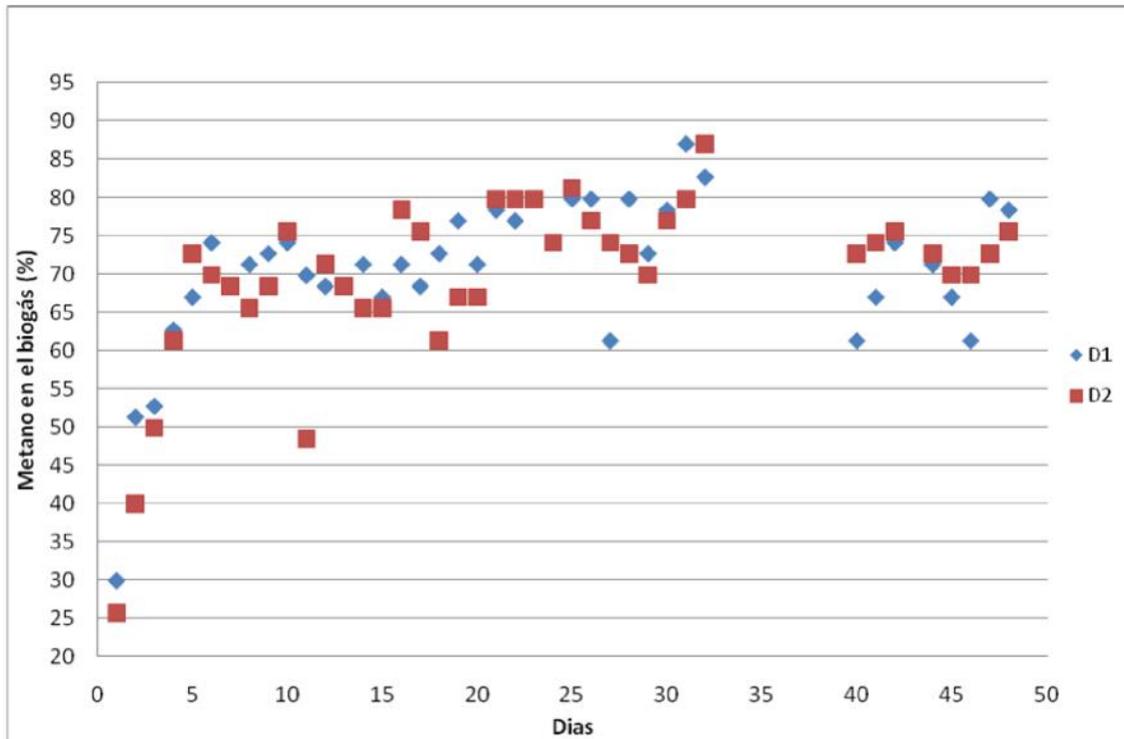


Figura 7.13 Contenido de metano en el biogás de los reactores

La producción específica de metano para el reactor D1 fue de $1.23 \text{ m}^3\text{CH}_4$ TPN/kgSTV_{eliminados} y para el D2, $0.94 \text{ m}^3\text{CH}_4$ TPN/kgSTV_{eliminados}. La producción del D1 se encuentra por encima y la de D2 dentro del rango indicado por la literatura, que reportan 0.75 a $1.12 \text{ m}^3\text{CH}_4$ TPN/kgSSV_{eliminados} (Noyola, 1998b).

Por otra parte en su trabajo, Rubio (2004) reporta que obtuvo producciones específicas de metano de 0.58 y $0.45 \text{ m}^3\text{CH}_4$ TPN/kgSTV_{eliminados} respectivamente en la operación de sistemas de dos fases (Acidogénico Termofílico- Metanogénico Mesofílico y Acidogénico Termofílico - Metanogénico Termofílico respectivamente)

Como puede apreciarse, la producción de biogás obtenida en el D1 fue mayor a las reportadas en trabajos con digestores convencionales. Esto debe ser atribuido a que la metanogénesis es mejorada con la hidrólisis producto del tratamiento térmico, estos resultados también coinciden con los reportados por Moeller *et al.*, (2002) donde de varios tratamientos utilizados para mejorar la digestión anaerobia, los mejores resultados fueron obtenidos mediante un tratamiento térmico. Tomando como base el valor medio del intervalo reportado en la literatura ($0.94 \text{ m}^3\text{CH}_4 \text{ TPN/kgSSV}_{\text{eliminados}}$) se tuvo un incremento del 31% en la producción específica de metano en D1 y se mantuvo igual en D2.

Bougrier *et al.*, (2008) reportan que los tratamientos térmicos previos a la digestión anaerobia en un rango de 70 a 120 °C provocan un aumento de entre el 20-30% en la producción de biogás. Por su parte, Wang *et al.* (1997) reportan que tratamientos térmicos a temperaturas moderadas (60 °C a 100 °C) resultan en un incremento entre el 30 y el 52% de la producción de biogás.

Climent *et al.* (2007) también reportan que para temperaturas de tratamientos térmicos de 70 °C se consigue un incremento del 50% en la producción de biogás durante la digestión anaerobia posterior. Igualmente, Valo *et al.* (2004) reportan que tratamientos térmicos a temperaturas mayores de 100 °C previos a la digestión anaerobia consiguen un 54% de aumento en la producción de biogás.

Todos los trabajos reportados concuerdan en las ventajas de un tratamiento térmico previo a la digestión anaerobia en cuanto al aumento en la producción de biogás, hecho que fue corroborado en este estudio.

7.2.5 Ácidos grasos volátiles

Los valores promedios de los ácidos grasos volátiles de la mezcla cruda, la tratada y las digeridas en ambos reactores se presentan en la tabla 7.12.

Tabla 7.12 Ácidos grasos volátiles en el lodo crudo, pretratado y digerido

Lodo	Ácido acético (mg/L)	Ácido propiónico (mg/L)	Ácido butírico (mg/L)	Totales (mg/L)
Crudo	575±66	547±63	233±54	1355
Tratada	640±63	532±68	294±60	1466
Digerido D1*	219±55	403±126	61±44	683
Digerido D2*	130±40	143±80	14±37	287

*Etapa estable

La evolución de los AGV'S a lo largo de la etapa experimental se presentan en las figuras 7.14 para el digestor D1 y en la figura 7.15 para el digestor D2.

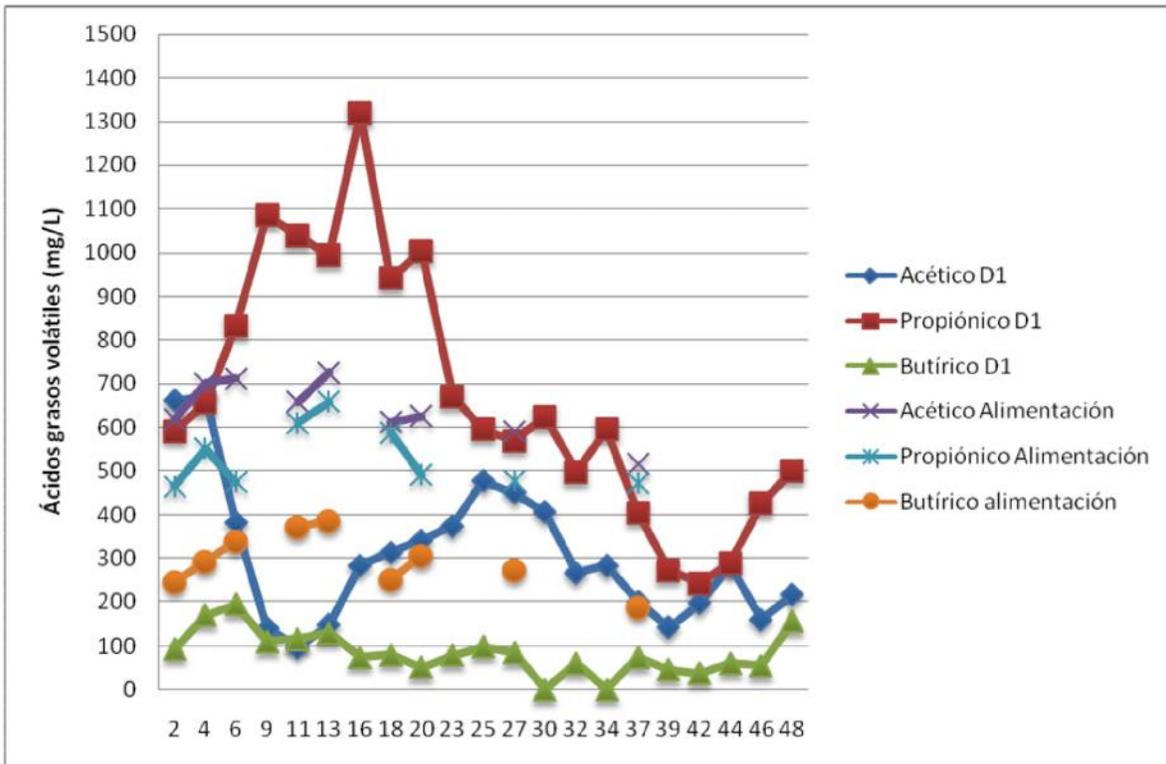


Figura 7.14 Ácidos grasos volátiles en el digester D1

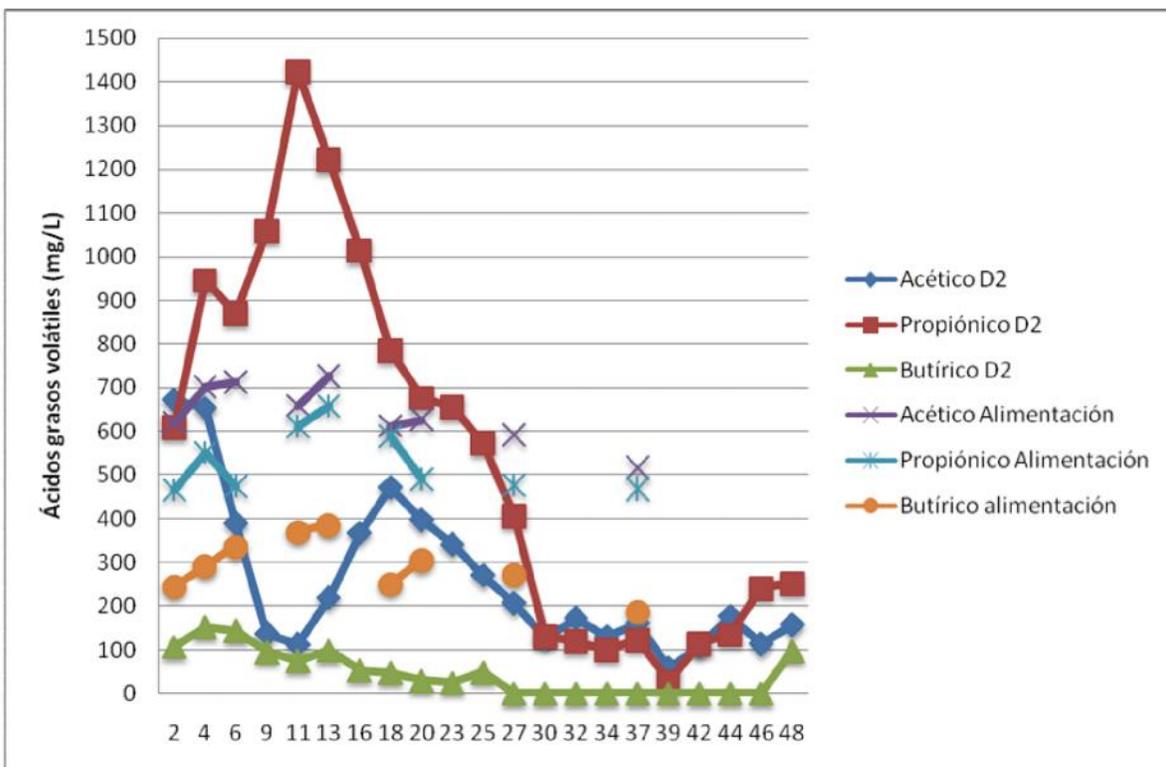


Figura 7.15 Ácidos grasos volátiles en el digester D2

La literatura reporta que el intervalo óptimo para la digestión anaerobia es de 50-500 mg/L de ácido acético (Malina y Pohland, 1992); ambos reactores se encontraron dentro de este intervalo. Los digestores iniciaron con altos valores de propiónico alcanzando valores máximos el día 16 en el D1 (1318 mg/L) y el día 11 en el D2 (1423 mg/L). A partir del día 18 en el D1 y del día 13 en el D2 los valores de propiónico empiezan a disminuir para alcanzar entre los días 32 y 34 de operación, valores más estables. El comportamiento de los otros ácidos fue similar en ambos reactores disminuyendo paulatinamente a lo largo de la fase de experimentación.

En general en el digestor D2 hubo mejor consumo de los AGV'S pero hay que tener en cuenta el hecho de que ese digestor estuvo operando con menor carga que el digestor D1.

7.2.6 Demanda química de oxígeno soluble

La DQO soluble es un parámetro con el que se puede cuantificar la solubilización de los biopolímeros y su transformación por las bacterias acidogénicas. Constituye el sustrato para la metanogénesis.

Los valores promedio de la DQO soluble del lodo crudo, del pretratado y de los digeridos en los digestores D1 y D2 se presentan en la figura 7.16.

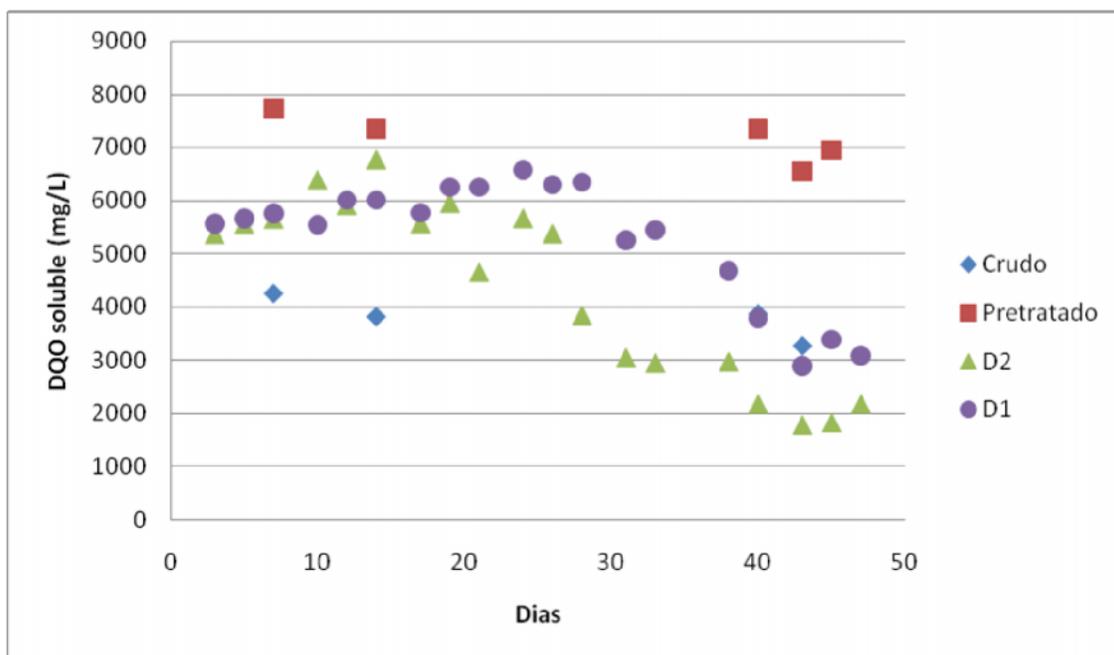


Figura 7.16 Demanda química de oxígeno soluble en los diferentes tipos de lodos

El porcentaje de aumento de la DQO cruda a la tratada fue de 88.9 %, lo que confirma una elevada hidrólisis de la materia orgánica particulada, tal como se encontró en la primera etapa experimental ya reportada. En la etapa estable la DQO soluble del

digestor D1 presentó valores promedios de 3871 ± 998 mg/L y el digestor D2 valores de 2323 ± 529 mg/L.

La remoción de la DQO_s se calculó según la fórmula:

$$\% \text{Remoción de } DQO_s = \left(\frac{DQO_a - DQO_s}{DQO_a} \right) \times 100$$

Donde

DQO_a = DQO que ingresaba a las digestores

DQO_s = DQO a la salida de los digestores

La remoción de DQO_s del digestor D1 fue de 46.2 % y del digestor D2 de 67.7 %.

Bougrier *et al.* (2006), reportan para tratamientos térmicos entre 130 y 170 °C seguidos de digestión anaerobia mesofílica una remoción de DQO soluble entre el 60 y el 70%.

Una remoción de más del 67.8% de DQO también fue reportada por Jeongsik *et al.* (2003) tras un tratamiento térmico y digestión anaerobia mesofílica.

7.2.7 Resultados de parámetros bacteriológicos de lodos digeridos en el digestor D1 y en el digestor D2.

Como se mencionó, la alimentación de los digestores se realizó con lodo tratado a 60°C y 1h .Estas condiciones de pretratamiento no fueron las mejores ya que como mostraron los resultados (tabla 7.3) éste no fue el mejor tratamiento puesto que no cumplía con la Clase A para huevos de helmintos.

En la tabla 7.13 puede verse que al término de la digestión anaerobia existió un importante incremento en los valores de coliformes fecales ya que la alimentación a los digestores contaba solo con 1 log del indicador y a la salida se detectaron 5 log. Para *Salmonella* ocurrió algo similar, pues no se detectaba en el lodo de alimentación pero a la salida de los digestores presentaban entre 2 y 3 log de este indicador.

Sin embargo, para huevos de helmintos se produce una inactivación entre el 98 y el 100% de los huevos viables (0 a 1 $HH_{viables}/g$ ST), resultado que lleva a cumplir con los parámetros bacteriológicos de las clases A y B respectivamente. Este resultado concuerda con lo reportado por Rubio (2004) donde mediante un sistema de dos fases termofílico/mesofílico prácticamente se logró cumplir con lo especificado para la clase A ya que en el conteo detectaron 1.1 $HH_{viables} / g$ ST. En ese caso el lodo que ingresaba al digestor traía 29 % de huevos de helminto viables (11.8 HH) y en el caso de esta investigación el lodo de alimentación contenía 16% (13 HH) de huevos viables. Los valores son similares así como los porcentajes de inactivación obtenidos con las segundas fases en los digestores anaerobios mesofílicos de ambos trabajos. En el mismo sentido, Noyola *et al.* (2007) no detectaron huevos viables a la salida de la

segunda fase de un reactor UASB alimentado con lodo previamente tratado térmicamente entre 60 y 70 °C y 1 hora de TRH.

Tabla 7.13 Conteo de microorganismos patógenos y parásitos en los diferentes tipos de lodos en cuatro días de operación.

Fecha	Digestor	Parámetro microbiológico					% de inactivación de huevos de helminto
		Coliformes fecales (NMP/gST)	<i>Salmonella</i> (NMP/gST)	Totales	Viables	No viables	
				HH/gST	HH/gST	HH/gST	
_____	Lodo crudo	1.85x10 ⁶	3.45 x10 ⁴	104	93	11	
_____	Alimentación 60°C y 1h	28	No detectado	82	13	69	84
14/11/2008 Día 20 de operación	D1	1.9 x10 ⁵	2.8 x10 ³	49	ND	49	100
	D2	1.0 x10 ⁵	6.1 x10 ²	54	1	53	98
21/11/2008 Día 27 de operación	D1	1.6 x10 ⁵	2.3 x10 ³	46	ND	46	100
	D2	1.8 x10 ⁵	1.1 x10 ³	43	ND	43	100
28/11/2008 Día 34 de operación	D1	1.3 x 10 ⁵	2.3 x10 ³	45	1	44	98
	D2	1.0 x 10 ⁵	7.1 x10 ²	47	ND	47	100
8/12/2008 Día 44 de operación	D1	1.7 x 10 ⁵	5.3 x10 ³	45	ND	45	100
	D2	1.4 x 10 ⁵	3.3 x10 ³	48	1	47	98

El incremento de coliformes fecales y *Salmonella* en la salida de los digestores puede deberse al hecho de que para el segundo arranque de ambos reactores se utilizó una mezcla de los dos inóculos empleados inicialmente (lodo activado y lodo de reactor UASB). El lodo activado contenía seguramente coliformes y *Salmonella* en conteos relativamente elevados; en el orden de 10⁵ para coliformes fecales (Watanabe *et al.*, 1997 y Cabeza de Vaca, 2009, este último con el mismo lodo secundario utilizado en el presente trabajo) y entre 10² y 10³ para *Salmonella* (Carrington *et al.*, 2001 y Cabeza de Vaca, 2009). Además hay que tener en cuenta que en este trabajo los digestores se consideraron estables al alcanzar los 3 TRH (30 días para el D1 y 39 días para el D2) y por los resultados se puede deducir que ese tiempo no fue el necesario para conseguir un recambio total del volumen de los digestores.

Sin embargo, no se debe descartar la posibilidad de un recrecimiento de los coliformes fecales y *Salmonella* como consecuencia de condiciones de temperatura más

favorables para ello. En el trabajo de Iranpour *et al.* (2005) se estudió este fenómeno y recomiendan mantener en los biosólidos una temperatura mayor o igual a 50 °C para evitar el recrecimiento y reactivación de coliformes fecales, puesto que temperaturas menores a esta son favorables para el desarrollo estos microorganismos.

En otro trabajo, Iranpour *et al.* (2006) reportan una reaparición de coliformes fecales y *Salmonella* en lodos provenientes de digestión anaerobia termofílica e indican que esto puede deberse a varios factores como: destrucción incompleta de coliformes fecales durante la digestión termofílica, contaminación del lodo digerido debido a fuentes externas durante la posdigestión, descenso de la temperatura entre las diferentes etapas de digestión lo que pudo haber permitido la reactivación y /o crecimiento de coliformes fecales o algún efecto desconocido durante el proceso de deshidratación en las centrifugas.

Ward *et al.* (1999) realizaron una pasteurización de lodos a 70 °C y 30 minutos e inmediatamente después del tratamiento no detectaron *Salmonella* ni coliformes fecales. En seguida realizaron una serie de pruebas con este lodo tratado para estudiar el recrecimiento de *Salmonella* y coliformes fecales y concluyeron que al incubar el lodo tratado, la *Salmonella* crece mejor a 20 que a 35 °C tal vez por la presencia de otros organismos anaerobios activos que inhiben o limitan su crecimiento. Además, la adición de sustrato extra no estimula su crecimiento y recomiendan que luego de pasteurizar el lodo se realice una digestión anaerobia a 35 °C y como paso final adicionar un digestor mesofílico a 35 °C y 6 días de TRH para prevenir recrecimiento de *Salmonella* y mantener la Clase A. Los resultados obtenidos en el presente trabajo no apoyan esta recomendación, pues el recrecimiento se da a pesar de 10 y 13 días de digestión anaerobia a 35 °C.

Gantzer *et al.* (2001) reportan que la digestión anaerobia mesofílica es ineficiente para eliminar huevos de helminto viables y es por eso que proponen alimentar a los digestores de este tipo con una mezcla libre de huevos de helminto viables como lo son los lodos previamente tratados a 70 °C. Además reportan que la digestión anaerobia mesofílica resulta en una reducción muy pequeña de indicadores de contaminación fecal.

Con los resultados obtenidos, puede decirse que el arreglo de tratamiento térmico (60 °C y 1 h) y digestión anaerobia mesofílica (10 y 13 días de TRH) no logró cumplir con lo especificado para los parámetros bacteriológicos en la normativa mexicana para la producción de biosólidos, esto debido a los valores de *Salmonella* encontradas a la salida de los digestores. El posible recrecimiento de los coliformes fecales y la *Salmonella* debe ser estudiado para determinar si efectivamente es el causante de la presencia de estos indicadores en los lodos digeridos, entender las causas de este fenómeno y proponer medidas de control.

7.2.8 Comparación de los valores obtenidos en la etapa estable de ambos reactores

En la tabla 7.14 se presentan los valores promedios de los parámetros de operación más importantes de los digestores.

Tabla 7.14 Parámetros analizados en la operación de los digestores

Digestores	D1	D2
Periodo estacionario	Del día 32 al 48	Del día 34 al 48
TRH	10 días	13 días
Carga orgánica (kg STV/m³.d)	3.0 ± 0.7	2.3 ± 0.5
% Remoción de sólidos volátiles	25 %	24%
pH	8.1 ± 0.1	8.17 ± 0.13
Alcalinidad (mgCaCO₃/L)	5188 ± 366	5221 ± 589
Relación	0.70 ± 0.04	0.75 ± 0.05
Producción de biogás (L/d)	13.63 ± 2.98	9.84 ± 2.60
Contenido de metano (%)	71 ± 7.90	73 ± 2.22
Producción específica de metano (m³CH₄ TPN/kgSTV_{eliminados})	1.23	0.94
Ácido acético (mg/L)	219 ± 55	130 ± 40
Ácido propiónico (mg/L)	403 ± 126	143 ± 80
Ácido butírico (mg/L)	61 ± 44	14 ± 37
DQO soluble (mgO₂/L)	3871 ± 998	2323 ± 529

La tabla 7.14 muestra que ambos reactores presentaron valores estables y dentro de los intervalos recomendados por la literatura para que el proceso de digestión anaerobia se realice sin inconvenientes. Sin embargo, de manera general se puede decir que el digestor D1 operado a 10 días de TRH presentó mejores parámetros de operación.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1 Conclusiones

1. Los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con los reportados por la literatura en que un tratamiento térmico es adecuado para mejorar la hidrólisis de la materia particulada, eliminar patógenos, reducir la viabilidad de parásitos e incrementar la producción de biogás en la etapa de digestión anaerobia posterior.
2. Los tratamientos a 50 °C logran una reducción de entre 1 y 2 log para coliformes fecales y de 2 log para *Salmonella*. En cuanto a los huevos de helminto, se consigue una inactivación entre el 48 y el 70%.
3. A 60 °C se reducen entre 4 y 6 log los coliformes fecales. Para *Salmonella* se observó una reducción de 3 log a 0.5 h y ya no se detectó a 1 y 1.5 h. Para huevos de helminto se consigue una inactivación entre 74 y 84%.
4. El tratamiento térmico a 70 °C resultó ser el más adecuado para conseguir la eliminación total de coliformes fecales, *Salmonella* y la inactivación de huevos de helmintos. Estadísticamente no se encontró diferencia significativa entre los distintos tiempos empleados para dicho tratamiento.
5. Mediante los distintos tratamientos térmicos se obtuvieron aumentos importantes de DQO soluble, entre 73 y 261% en proporción al incremento de la temperatura y el tiempo de tratamiento.
6. En cuanto a los componentes de la DQO soluble, se cuantificó que para los tratamientos a 1 h: entre 9 y 15% es debida a AGV'S, entre 6 y 8% a proteínas, entre 10 y 18% a carbohidratos, y el resto (entre 61 y 71%) a materiales celulares con características diferentes a las analizadas en este trabajo.
7. La hidrólisis propiciada por el pretratamiento térmico produjo en mayor grado carbohidratos que proteínas. Los primeros se incrementaron con la temperatura entre 98% y 164%; las segundas solo entre 57 y 67%.
8. Los tratamientos térmicos analizados no liberaron sustancias poliméricas extracelulares de manera clara; a su vez, estas estaban conformadas mayormente por sustancias diferentes a las proteínas y a los carbohidratos.

9. Ambos digestores operaron manteniendo valores adecuados y dentro de los rangos recomendados para la digestión anaerobia. El digester con 10 días de TRH (D1) operó bajo una carga de 3 kg STV/m³.d mientras que el digester con 13 días de TRH (D2) fue alimentado con 2.3 kg STV/m³.d. La remoción de los sólidos volátiles fue; 25% para el primer digester y 24% para el segundo, esto se debió principalmente a la baja fracción STV/STT que presentó el lodo combinado influenciado por la baja fracción volátil del lodo primario.
10. La producciones específicas de metano fueron de 1.23 m³CH₄ TPN/kg STV_{eliminados} para el digester operado a 10 días y 0.94 m³CH₄ TPN/kg STV_{eliminados} para el operado a 13 días con una composición de metano del 71 y 73% respectivamente. El primer valor es 31% superior al promedio reportado en la literatura y el segundo es igual.
11. Se identificó un incremento en coliformes fecales y *Salmonella* durante la digestión anaerobia, lo que indicaría el probable recrecimiento de estos microorganismos en las condiciones prevalecientes en los digestores mesofílicos. Este hecho causó que los lodos producidos al final del proceso no cumplieran con los parámetros bacteriológicos especificados en la NOM-004-SEMARNAT-2002, en particular los conteos de *Salmonella*.

8.2 Recomendaciones

1. El tratamiento térmico a 70 °C y 0.5 h es una alternativa atractiva para la eliminación de organismos parásitos y patógenos y mejorar en general las condiciones del lodo para una digestión anaerobia mesofílica posterior.
2. Es recomendable que el tratamiento térmico se realice en un recipiente completamente cerrado para evitar pérdidas por evaporación.
3. Se recomienda que la digestión anaerobia mesofílica posterior al tratamiento térmico se realice a un TRH de 10 días y que el reactor sea inoculado con lodo libre de microorganismos parásitos y patógenos para evitar la contaminación de origen del sistema.
4. Esta tecnología puede ser adoptada por los actuales trenes de tratamiento de lodos construidos en el país que contemplen la digestión anaerobia convencional, ya que con la implementación de un digester de pretratamiento térmico de volumen reducido puede lograrse la producción de biosólidos de Clase A y esto abarataría en gran medida su disposición

final. La energía necesaria para el pretratamiento y para otros procesos de la planta puede ser obtenida de la producción de biogás resultante de la digestión anaerobia.

5. Es necesario desarrollar más investigación sobre el eventual recrecimiento de coliformes fecales y *Salmonella* durante la etapa de digestión anaerobia mesofílica, ya que este hecho, de comprobarse, sería un inconveniente para el proceso propuesto en el presente trabajo.

REFERENCIAS

Aitken, M., Sobsey, M., Blauth, K., Shehee, M., Crunk, O., Walters, G. (2005). Inactivation of *Ascaris suum* and poliovirus in biosolids under thermophilic anaerobic digestion conditions. *Environ.Sci.Tech.* 39 (15), p.5804-5809.

Barjenbruch, M., Kopplow, O. (2003). Enzymatic, mechanical and thermal pre-treatment of surplus sludge. *Advances in Environmental Research* 7 (2003) p. 715–720

Bougrier, C., Delgenés, J.P., Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal* 139 (2008) p. 236–244

Bougrier, C., Albasi, C., Delgenés, J.P., Carrère, H. (2006). Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. *Chemical Engineering and Processing* 45 (2006) p. 711–718

Bougrier, C., Delgenés, J.P., Carrère, H. (2006). Impacts of thermal pre-treatments on the semi-continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Biochemical Engineering Journal* 34 (2007) p. 20–27

Bougrier, C., Delgenés, J.P., Carrère, H. (2006). Combination of thermal treatments and anaerobic digestion to reduce sewage sludge quantity and improve biogas yield. *Institution of Chemical Engineers. Trans IChemE, Part B, July 2006.* p.280-284

Brock, T.D., Madigan, M.T., Martinka, J.M & Parker, J. (1997). *Biology of microorganisms.* Prentice-Hall Internatinal, Inc.USA

Cabeza de Vaca, F.A (2009). Digestión anaerobia de lodos residuales usando un reactor de manto de lodos no convencional (Tipo UASB). Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.

Carrington, E.G (2001). Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction-final report. Study contract N° B-4-3040/2001/322179/MAR/A2 for the European Commission Directorate-General Environment.

Castro, G., de Oliveira R., Viñas, M. (2000). Aplicación de un reactor discontinuo secuencial (SBR) en el tratamiento de efluentes lácteos. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Del 3 al 8 de diciembre de 2000 - Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Brasil

Chamy, M. Rolando. (2005). Avances en Biotecnología Ambiental: Tratamiento de residuos líquidos y sólidos. Ediciones universitarias de Valparaíso. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Segunda edición. p.18.

Climent,M., Ferrer,I., Baeza,Ma.,Artola,A.,Vázquez,F.,Font,X. (2007). Effects of thermal and mechanical pretreatments of secondary sludge on biogas production under thermophilic conditions. Chemical Engineering Journal.133(2007) p.335-342

CNA (2008). Estadísticas del agua en México.

Dohanyos, M., Zabranska, J., Kutil, J., Jenicek, P. (2004). Improvement of anaerobic digestion of sludge. Water Sci. Technol. 49 (10) (2004) p 89–96.

Eboly, M., Aisse, M., Michelotto, S., Noyola, A., Braga, M.C. (2008). Determinação da melhor relação tempo versus temperatura para a eliminação de ovos de helmintos e coliformes termotolerantes em reator termohidrolizador. Trabajo aceptado para el 25º Congreso Brasileiro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Del 20 al 25 de setiembre de 2009 - Recife/PE. Brasil

Fernández, R. E., Galván, C.A. (2003). Métodos para la cuantificación de proteínas. Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Campus Universitario de Rabanales, Edificio Severo Ochoa, 14071-Córdoba.

Fjordside, C. (2001). An operating tale from Naeested Sewage Treatment Plant. Municipal Wastewater Treatment Nordic Conference, Copenhagen, p 17–19 January 2001.

Gantzer, C., Gaspard, P., Galvez, L., Huyard, A., Dumouthier,N., Schwartzbrod,J. (2001). Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. Wat. Res. Vol 35 nº 16, p.3763 – 3770.

Gavala, H.N., Yenal, U., Skiadas I.V., Westermann P. and Ahring B.K. (2003). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature, Water research. Vol. 37. p 4561-4572

Graja, S., Chauzy, J., Fernandes, P., Patria, L., Cretenot, D. (2005). Reduction of sludge production from WWTP using thermal pretreatment and enhanced anaerobic methanisation, Water Sci. Technol. 52 (1–2) (2005) p 267–273.

Horan, N., Fletcher, L., Betmal, S., Wilks, S., Keevil, C. (2003). Die-off enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion. Water Research. 38 (2004) 1113-1120

Iranpour, R., Palacios, R., Cox, H. and Abkian V. (2005). Solving fecal coliform growth/reactivation in biosolids during full-scale post-digestion processes. *Water Sci. Tech.* Vol 52 N° 1-2. p. 283-288.

Iranpour, R., Cox, H. (2006). Recurrence of fecal coliforms and Salmonella species in biosolids following thermophilic anaerobic digestion. *Water. Environmental Research.* Sep 2006. 78 (9).

Jeongsik, K., Park, C., Kim, T., Lee, M., Kim, S., Kim, S. and Lee, J. (2003). Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of bioscience and bioengineering.* Vol 95. p 271-275

Lang, N., Smith, S. (2007). Time and temperature inactivation kinetics of enteric bacteria relevant to sewage sludge treatment processes for agricultural use. *Water Research* 42 (2008) 2229-2241.

Li, Y.Y, Noike, T. (1992). Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment. *Water Sci. Technol.* 26 (1992) p 857-866

Lu, J., Gavala H.N., Skiadas, I., Mladenovska, Z., Ahring, B. (2007). Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyper-thermophilic prehydrolysis step. *Journal of Environmental Management.*(2007), doi:10.1016/j.jenvman.2007.04.020

Malina J.F. y Pohland F.G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Technomic Publishing Co. USA. pp. 167-207.

Maya C., Lucario S., Galván M., Gayosso T., Naranjo R., Jiménez B. (2008). Estudio del mecanismo de inactivación de diferentes generos de huevos de helmintos de importancia médica. XXXI Congreso Interamericano AIDIS. Santiago de Chile.

Metcalf & Eddy. (2003). Wastewater Engineering. Treatment and reuse. Mc Graw Hill

Moeller,C.G., Gonzalez,M.S.(2002). Two combined techniques to enhance anaerobic digestion of sludge. *Water Science and Tech.*Vol 46 N°10 .p 167-172.

Müller, J.A. (2001). Prospects and problems of sludge pre-treatment processes. *Water Science and Technology.* Vol 44 N°10 .p 121-128

Neyens, E., Baeyens, J., Dewil, R., De heyder, B. (2004). Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of hazardous materials* 106B (2004) p.83-92

Norma oficial Mexicana NOM-004- SEMARNAT 2002 Protección ambiental.- Lodos y Biosólidos.-especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Noyola A. (1994). Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB. Tratamiento anaerobio memoria del III Taller y Seminario Latinoamericano “Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales”. Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. pp. 331-340.

Noyola,A. (1998a). Anaerobio vs. Aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs. Primario avanzado, ¿el nuevo debate?. Ingeniería y Ciencias Ambientales. Num.39 .Julio-Agosto 1998. p. 62-65.

Noyola,A. (1998b). Digestión anaerobia de lodos. Memorias del curso “Digestión anaerobia de lodos y aguas residuales” Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. México.

Noyola, A., Garbossa L.H., Braga, M.C., Andreoli,C., Fernandes, C. (2007). Digestão e higienização de lodos de estação de tratamento de esgotos através de um processo de duas fases não convencionais. 24° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES

Qasim, S. (1994). Wastewater treatment plants. Technomic Publishing Co.USA.

Rojas,M. , Cabirol N., Ortega,S., Ortiz,L.P and Noyola, A. (2001). Removal of fecal indicator organisms and parasites (fecal coliforms and helminth eggs) from municipal biologic sludge by anaerobic mesophilic and thermophilic digestion. Water Science and Tech.Vol 44 .p 97-101.

Rubio, L. (2004). Producción de biosólidos de clase “A” mediante digestión anaerobia en dos fases a partir de lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de México.

Sidhu, J., Toze, S. (2008) Human pathogens and their indicators in biosolids: A literatura review. Environment International 35 (2009) 187-201.

Tanaka,S., Kobayashi, T., Kamiyama, K.I. , Bildan, L.N. (1997). Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. Water Sci. Technol. 35 (8) (1997) 209–215.

US EPA. (1999). Environmental regulations and technology. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. Report EPA/625/R-92/013, US EPA, Washington DC.

Valo,A., Carrère,H. and Delgenés, J.P. (2004). Thermal, chemicals and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion. Journal of Chemical Technology and Biotechnology .Vol 79. p 1197-1203

van Lier,J.B., Tilche,A., Ahring,B.K., Macarie,H., Moletta,R., Dohanyos,M., Pol,L.W., Lens,P and Verstraete,W. (2001). New perspectives in anaerobic digestion. Water Science and Technology.Vol 43 .p 1-18 .

Wang,Q., Noguchi,C., Hara,Y., Sharon,C., Kamimoto,K. and Kato,Y. (1997). Studies on anaerobic digestion mechanism: Influence of pretreatment temperature on biodegradation of waste activated sludge. Environmental Technology. Vol 18. p 999-1008

Ward, A., Stensel,H., Ferguson,J.,Hummel,S.(1999). Preventing growth of pathogens in pasteurized digester solids. Water Environmental Research. Mar/Apr 1999; 71, 2.

Watanabe, H., Kitamura,T., Ochi,S., Ozaki,M. (1997). Inactivation of pathogenic bacteria under mesophilic and thermophilic conditions. Wat.Sci.Tech. Vol.36 n° 6-7,p.25-32

Water Environmental Federation (1993). Sludge stabilization. Manual of practice. N° FD-9. USA.

Water Pollution Control Federation (1987). Anaerobic sludge digestion. Manual of practice n° 16. Second Edition.

Weiland, P. & Rozzi, A. (1991). The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report digester. Wat. Sci. Tech. Vol 24 N°8 p. 257-277

Winkler, A. Michael (1994). Tratamiento biológico de aguas de desecho. Editorial Limusa

Zhang X.Q., Bishop P.L. and Kinke B.K. (1999). Comparison of extraction methods for quantifying extracellular polymers in biofilms. Wat.Sci.Tech. Vol n° 39 (1999) 211-218

Zinder S.H., Caldwell S.C. y Angushi T. (1984). Effects of temperature on methanogenesis in thermophilic (58 °C) anaerobic digestors. Appl. Environ Microbiol. 47, 4, 808-813.

ANEXO 1 - CASO DE ESTUDIO

Para el caso de estudio se consideró una planta de tratamiento de aguas residuales municipales ubicada en el Estado de México. La planta utiliza como sistema de tratamiento los lodos activados y está diseñada para tratar 200 l/s.

Este caso de estudio consiste en adaptar las instalaciones existentes para la incorporación de un pretratamiento térmico a 70 °C y 0.5 h de tiempo de residencia. Se calcula además el volumen de biogás que se podría producir en la digestión anaerobia con miras a su utilización para los requerimientos energéticos de la planta.

Tabla 1 Características del tren de lodos de la planta de tratamiento

Datos	Unidades	Lodos purga sedimentador primario	Purga de lodo activado	Mezcla de lodos	Lodo espesado	Lodo a digestión
Caudal de diseño (Qd)	l/s	2.01	6.75	8.76	2.20	2.19
Qd	m ³ /h	7.25	24.3	31.55	7.92	7.91
SST	Kg/m ³	19.00	7.00	9.76	35.00	35.00
SSV	Kg/m ³	12.00	4.30	6.07	21.64	21.64
SSF	Kg/m ³	7.00	2.70	3.69	13.36	13.36
SST	Kg/h	137.75	170.10	307.85	277.06	277.06
SSV/SST		0.63	0.61	0.62	0.62	0.62

Esquema propuesto para el tratamiento de lodos

En el esquema de la figura 1 se presenta el sistema propuesto para el caso de estudio. Debido a la operación por lotes (batch) se necesitarían 3 reactores iguales para el proceso: Uno estaría en reacción, otro llenándose y el tercero vaciándose. Los reactores podrían ser de concreto o de acero inoxidable adecuadamente aislados.

En este esquema, el lodo crudo es alimentado al mismo caudal en que el lodo pretratado es dirigido al digestor. Esta operación simultánea se hace a través de un intercambiador de calor, con objeto de precalentar el lodo entrante con las calorías de lodo pretratado, el cual se enfría para entrar al digestor en condiciones más adecuadas de temperatura.

El lodo crudo ya precalentado pasa a una caldera en donde se le incrementa la temperatura a 70°C para después dirigirlo al reactor de pretratamiento. La caldera también se utiliza para suministrar calor al digestor con el fin de mantener su temperatura en 35°C; temperatura de operación del digestor mesofílico.

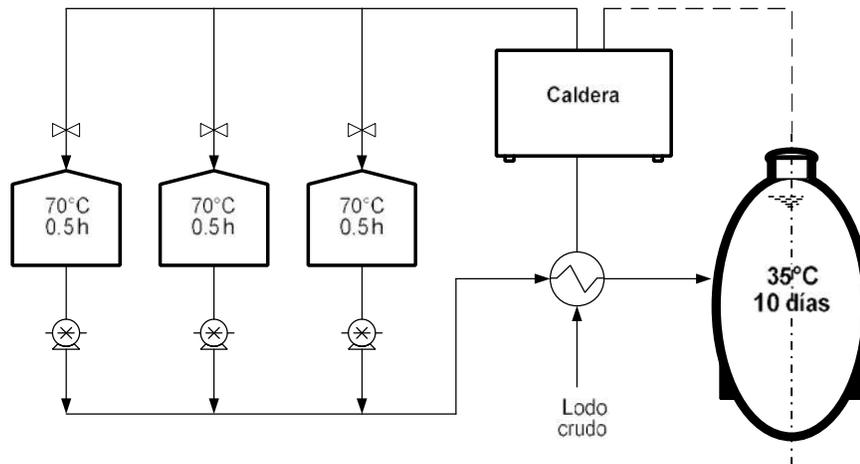


Figura 1 Esquema propuesto para el tratamiento de lodos

Cálculo del volumen del reactor de pretratamiento y de la energía necesaria para esta fase

La tabla 2 presenta los parámetros necesarios para la operación del reactor de pretratamiento.

Tabla 2 Resumen de cálculos para el reactor de pretratamiento

Fluido	Mezcla de lodos	
Flujo	Q	7.92 m ³ /h
Volumen del reactor	V	3.96 m ³
Tasa de transferencia de calor	Q	338246 W
Energía necesaria para el proceso	Q	280851 kcal/h
Temperatura inicial del lodo	T _i	40 °C
Temperatura final del lodo	T _f	70 °C
Coef. de transferencia de calor	H	852 W/m ² .°k

Para el tratamiento térmico se necesita un reactor de aproximadamente 4 m³ y una energía de 280851 kcal/h.

Energía necesaria para el intercambiador de calor del digester

La tabla 3 presenta los parámetros relativos al intercambiador de calor necesario para mantener la temperatura del digester de lodos.

Tabla 3 Resumen de cálculos para el intercambiador de calor del digestor

Flujo de lodo que ingresa al reactor	Q1	7.92	m ³ /h
Flujo de recirculación	Q2	3.96	m ³ /h
Flujo de lodo a calentar	QT	3.96	m ³ /h
Tasa de transferencia de calor	Q	27687	W
Energía necesaria para el proceso	Q	23807	kcal/h
Temperatura inicial del lodo	TiL	30	°C
Temperatura final del lodo	TfL	35	°C
Temperatura del agua	Ta	16	°C
Temperatura inicial del agua caliente	Tia	80	°C
Temperatura final del agua caliente	Tfa	50	°C

La energía necesaria para el intercambiador de calor del digestor es de 23807 kcal/h.

Biogás producido por el digestor anaerobio

Los cálculos realizados para determinar la cantidad de biogás producido así como la energía del mismo se presentan en la tabla 4.

Tabla 4 Resumen de cálculos para el biogás producido en el digestor anaerobio

Factor de producción de metano por kgDBO destruida CNTP	0.80	m ³ NCH ₄ /kgSSV eliminado		
Flujo volumétrico de metano producido en digestor CNTP	1319.27	m ³ NCH ₄ /d	54.97	m ³ NCH ₄ /h
Flujo volumétrico de metano producido en digestor, C. Oper.	1984.42	m ³ NCH ₄ /d	82.68	m ³ NCH ₄ /h
Porcentaje de metano en el biogás	0.70	%/100		
Flujo volumétrico de biogás producido en el digestor CNTP	1884.68	m ³ Biogás/d	78.53	m ³ Biogás/h
Flujo volumétrico de biogás producido en el digestor, C. Oper.	2834.89	m ³ Biogás/d	118.12	m ³ Biogás/h
%Rssv Total	40.00	%		
Energía del biogás producido	648478.8	Kcal/h		

De acuerdo a la tabla 4 la energía que podría obtenerse del biogás procedente del digestor de lodos sería de 648478.8 kcal/h.

Requerimientos de energía en todo el proceso

La energía necesaria para el sistema propuesto se resume en la tabla 5.

Tabla 5 Resumen de los requerimientos de energía

Energía necesaria para el precalentamiento	280851 kcal/h
Energía necesaria para el intercambiador de calor del digestor	23807 kcal/h
Pérdidas en el digestor	128 kcal/h
Energía total requerida	304786 kcal/h
Energía del biogás producido	648479 Kcal/h
Energía extra del proceso	343693 kcal/h

Se puede notar que la energía obtenida del biogás sería suficiente para los requerimientos del tratamiento térmico y del intercambiador de calor del digestor.

ANEXO 2 - MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS

1. TÉCNICA DE ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES PARA LODOS

Preparación muestra

Se toman dos mililitros de lodo con una jeringa y se deposita en el tubo Eppendorf.

Se agregan dos gotitas de ácido clorhídrico (solución 1:1).

Se centrifuga por media hora a una velocidad de 3500 revoluciones por minuto en una microcentrifuga Eppendorf.

Al término de la centrifugación se extrae el sobrenadante amarillo y se filtra, colocándolo el filtrado en otro tubo Eppendorf o en un vial de cromatografía.

Frente al cromatógrafo se toman 0.5µl del sobrenadante.

Las muestras pueden ser preservadas (conservación de las muestras) en refrigeración a 4°C.

Preparación de estándar

Se diluyen las siguientes cantidades de ácido (los ácidos se pueden usar por separado o en combinación)

Acido Acético	5ml
Acido Propiónico	2ml
Acido Butírico	2ml
Ácido Isobutírico	2ml
Ácido Valérico	2ml
Ácido Isovalérico	2ml
Ácido Piválico	2ml

Se afora a 1 litro con agua destilada

Se toman 10 ml de la solución anterior y se lleva a 100 ml

Las concentraciones finales son:

Ac. Acético	449 ppm
Ac. Propiónico	198 ppm
Ac. Butírico	198 ppm
Ac. Isobutírico	198 ppm
Ac. Valérico	198 ppm
Ac. Isovalérico	198 ppm
Ac. Piválico	198 ppm

Deben usarse pipetas volumétricas, matraces aforados y balanza analítica

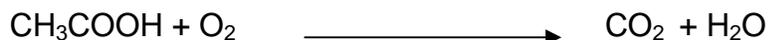
2. RELACIONES ESTEQUIOMÉTRICAS PARA EL CÁLCULO TEÓRICO DE LA DQO SOLUBLE DEBIDA A LOS AGV'S Y A LOS CARBOHIDRATOS

Los pesos moleculares de los compuestos son :

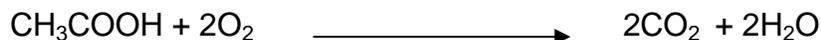
PM _{acético} =	60 g/mol
PM _{propiónico} =	74 g/mol
PM _{butírico} =	88 g/mol
PM _{glucosa} =	180 g/mol
PM _{O₂} =	32 g/mol
PM _{CO₂} =	44 g/mol
PM _{H₂O} =	18 g/mol

Ácido acético

La reacción de oxidación del ácido acético está dada por la siguiente ecuación:



Balaceando la reacción:



De acuerdo a la estequiometría se tiene que:

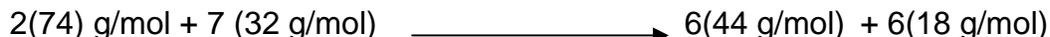


Entonces la relación estequiométrica indica que se necesitan 64 g/mol de O₂ para oxidar 60 g/mol de acético, por lo que el factor por el que se multiplica la concentración de ácido acético medida para el cálculo teórico de la DQO soluble debida a este producto es:

$$\frac{64}{60} = 1.049$$

Ácido propiónico

En el caso del ácido propiónico se procedió de manera similar, por lo tanto:

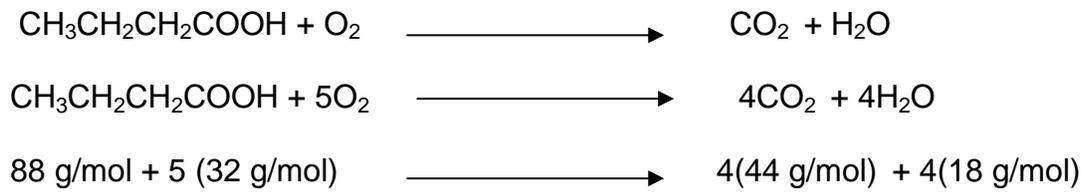


Por lo que el factor es:

$$\frac{224}{148} = 1.514$$

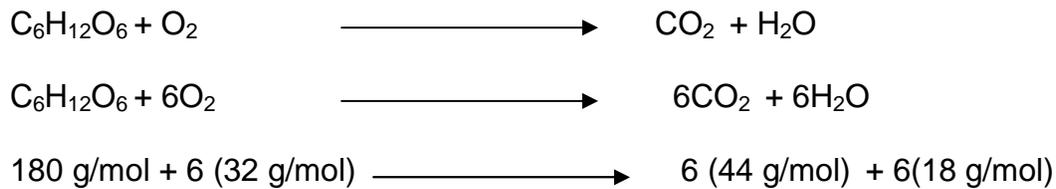
Ácido butírico

Por su parte, para el ácido butírico es:



$$\frac{160}{88} = 1.818$$

Glucosa



$$\frac{192}{180} = 1.067$$

Para cuantificar las proteínas, usamos la relación: 1kg de proteína \approx 1.36 kg de DQO (Castro *et al.*, 2000)

3. Determinación de Sustancias Poliméricas Extracelulares (SPE) en lodos provenientes de un digester UASB

SPE-BPA-IINGEN-UNAM

Miguel Herrera Robledo y Albar Cabeza de Vaca

Grupo de Investigación en Procesos Anaerobios Coordinación de Bioprocesos Ambientales. Instituto de Ingeniería UNAM

Septiembre, 2006.

1. Generalidades

Durante el tratamiento biológico de agua residual se generan microorganismos en exceso que, debido a su capacidad de formar gránulos, reciben el nombre de lodos, los cuales agrupan consorcios microbianos en matrices compuestas por polímeros insolubles.

Estos polímeros reciben el nombre genérico de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), cuyo peso molecular oscila entre 10 y 500 kDa. Además de proporcionar soporte mecánico y protección contra condiciones ambientales adversas, estos polímeros de origen microbiano suelen causar problemas operacionales durante el tratamiento de lodos ya que provocan cambios en la viscosidad del fluido que se traducen en formación de espumas, zonas de condensación y secado de lodos, etcétera.

Se han presentado problemas de operación en un digester anaerobio de lodos (tipo UASB) y como parte de la estrategia de control, se ha contemplado la cuantificación de estas sustancias para identificar de manera directa su papel en la formación de natas y en la hiperconcentración de sólidos en determinadas zonas del mismo.

Diversos grupos de trabajo han desarrollado una serie de metodologías fisicoquímicas para cuantificar SPE en lodos sin embargo no existe un criterio real para establecer la más adecuada ya que las características de los lodos generalmente presentan diferencias significativas entre sí y dependen de muchos factores, de tal forma que la técnica propuesta en este documento ha sido desarrollada a través del análisis de las características del lodo proveniente del digester anaerobio referido y de una extensa revisión bibliográfica.

Esta técnica está basada en el método establecido por Zhang *et al.*, 1999

2. Método de Análisis

i. Muestreo

a) Debe realizarse de manera periódica mediante un nucleador. Se toman 500 mL de lodo anaerobio. Debe transportarse en frascos de boca ancha, de preferencia en una hielera a 4°C.

ii. Almacenamiento y Análisis complementarios

a) Debe ser colocada a temperaturas de refrigeración para evitar en lo posible actividad microbiana. La muestra a analizar no debe permanecer más de 48 h almacenada ya que podrían presentarse variaciones en su contenido de SPE.

b) Deben ser determinados todos los sólidos (volátiles y fijos, suspendidos y totales) del lodo además de los porcentajes de humedad.

iii. Extracción (Formaldehído e hidróxido de sodio).

a) En un vaso de precipitado de 100 mL, se colocan 10 mL de lodo y se adicionan 0.1 mL de formaldehído (36.5% v/v), se agitará constantemente mientras se encuentre en refrigeración durante 60 minutos. El formaldehído provoca que las células microbianas sean fijadas, es decir, que sus membranas queden completamente cerradas evitando con esto fuga de material celular.

b) Aún en refrigeración se adicionan 4 mL de una solución 1N de NaOH, la disociación de los grupos funcionales (solubilización) de las SPE se lleva a cabo en 3 horas (medir pH y reportarlo).

c) A través de centrifugación a 5000 rpm durante 5-10 minutos se separan los sólidos. Colectar el precipitado ya que en él se encuentran las células microbianas, etiquetar con fecha y tipo de lodo, guardar en ultracongelación.

d) Se realizará una etapa más de filtración del sobrenadante mediante papel Wathman de 0.22 micras. Determinar como sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos.

e) El filtrado con las SPE solubilizadas deberá ser purificado para su análisis. Si así se requiriese, este extracto puede ser fraccionado mediante filtraciones selectivas en sistemas AMICON.

iv. Purificación.

- a) El filtrado debe ser transferido a bolsas construidas con membranas de diálisis (3.5KDa MWCO). Las bolsas serán sujetadas con hilo cáñamo y colgadas en un soporte para quedar sumergidas en un vaso de precipitados de 1000 mL con agua destilada. Esta operación debe llevarse a cabo durante 12 horas con cambio de agua destilada cada seis u ocho horas.
- b) El concentrado de SPE debe ser liofilizado para poder ser cristalizado y finalmente poder ser pesado (esta operación requiere de sumo cuidado).

3. Reporte

- c) Debe reportarse el peso final del extracto (SPE) relacionado con los g de SSV presentes en el lodo, también se puede relacionar con el conteo de células, con extractos de ADN, etcétera.

4. Análisis posteriores

- a) Los liofilizados pueden ser almacenados sin restricciones y pueden ser utilizados para cuantificar carbohidratos, proteínas y otros componentes a través de diversas metodologías. Pueden además ser sustrato para pruebas de microscopia, IR, ultravioleta o espectroscopia gases-masa.

ANEXO 3 - CÁLCULOS

1. CALCULO DEL VOLUMEN DE ALIMENTACIÓN

Este cálculo muestra las consideraciones realizadas para la obtención de las proporciones de lodo en la alimentación de los digestores (60% lodo primario y 40% lodo secundario) de una planta de tratamiento de aguas residuales convencional. El cálculo fue con base en las consideraciones de diseño establecidas en la literatura (Metcalf & Eddy, 2003; Qasim, 1994)

- Características del agua residual

$$\begin{aligned} \text{Gasto medio (Q}_m) &= 21600 \text{ m}^3/\text{d} \\ \text{DBO}_5 &= 300 \text{ mg/L} = 0.3 \text{ kg/m}^3 \\ \text{SST} &= 260 \text{ mg/L} = 0.26 \text{ kg/m}^3 \end{aligned}$$

- Características de los sólidos en los lodos

$$\begin{aligned} \text{Concentración de ST lodo primario} &= 6\% \\ \text{Concentración de ST activado espesado} &= 4\% \\ \text{Peso específico de los lodos} &= 1.0 \end{aligned}$$

- Características en el fluente del tanque de aireación

$$\begin{aligned} \text{DBO}_5 &= 20 \text{ mg/L} = 0.02 \text{ kg/m}^3 \\ \text{SST} &= 22 \text{ mg/L} = 0.022 \text{ kg/m}^3 \end{aligned}$$

Entonces:

Sedimentación primaria

SST en el influente:

$$0.26 \text{ kg/m}^3 (21600 \text{ m}^3/\text{d}) = 5616 \text{ kg/d}$$

El porcentaje de SST eliminados 70%

$$0.7 (5616 \text{ kg/d}) = 3931.2 \text{ kg/d}$$

El volumen producido al día es:

$$Q_{LP}: \frac{3931.2 \text{ kg/d}}{1.0 \times 60 \text{ kg/m}^3} = 65.52 \text{ m}^3/\text{d}$$

El porcentaje de DBO₅ eliminada en la sedimentación primaria es = 34%

$$\text{DBO}_5 \text{ en el efluente de la sedimentación primaria} = 0.30 \text{ kg/m}^3 (21600 \text{ m}^3/\text{d}) (0.66) = 4276 \text{ kg/d}$$

$$\text{SST en el efluente de la sedimentación primaria} = 0.26 \text{ kg/m}^3 (21600 \text{ m}^3/\text{d}) (0.3) = 1684 \text{ kg/d}$$

$$\text{Gasto que va al tanque de Lodos activados} = 21600 \text{ m}^3/\text{d} - 65.52 \text{ m}^3/\text{d} = 21534.48 \text{ m}^3/\text{d}$$

Tanque de aireación de lodos activados y espesador por gravedad

Suponiendo que:

$$\text{SSVLM} = 3500 \text{ mg/L} = 3.5 \text{ kg/m}^3$$

$$\text{SSVLM/SSLM} = 0.8$$

Se desprecia el retorno de sobrenadante del espesador

$$\text{DBO}_5 = 0.68 \text{ DBO}_{\text{ultima}}$$

$$1 \text{ g de sólidos biodegradables} = 1.42 \text{ g DBO}_{\text{ultima}}$$

El 80% de los SST en el efluente del tanque son volátiles y un 65% biodegradables

$$Y = 0.57$$

$$\Theta_c = 10 \text{ d}$$

$$K_d = 0.06 \text{ d}^{-1}$$

Entonces

La DBO_5 de los SST del influente es:

$$S_0 = 0.3 \text{ kg/m}^3 (0.66) = 0.198 \text{ kg/m}^3$$

La DBO_5 de los SST en el efluente:

$$\text{DBO}_5 \text{ efluente} = \text{DBO}_5 \text{ el efluente que escapa del tratamiento} + \text{DBO}_5 \text{ de los SST en el efluente}$$

$$20 \text{ mg/L} = S + 20 \text{ mg/L} \times 0.65 \times 1.42 \times 0.68$$

$$S = 20 - 12.6 = 7.4 \text{ mg/L} = 0.0074 \text{ kg/m}^3$$

Entonces la masa de SSV producidos en el proceso de lodos activados es:

$$P_x(\text{SSV}) = Y_{\text{obs}} \cdot Q \cdot (S_0 - S)$$

$$Y_{\text{obs}} = \frac{0.57 (10 \text{ d})}{1 + 0.06/\text{d}} = 0.3536$$

$$P_x(\text{SSV}) = 0.3536 (21534.48 \text{ m}^3/\text{d})(0.198 \text{ kg/m}^3 - 0.0074 \text{ kg/m}^3)$$

$$P_x(\text{SSV}) = 1451.39 \text{ kg/d}$$

Los SST son :

$$\frac{1451.39 \text{ kg/d}}{0.80} = 2288 \text{ kg/d}$$

La masa de SST en el efluente es:

$$\text{SST}_{\text{efluente}} = 0.022 \text{ kg/m}^3 (21534.48 \text{ m}^3/\text{d}) = 473.76 \text{ kg/d}$$

Suponiendo que la purga se realiza desde el tanque de aireación

$$\text{SST}_{\text{espesador}} = 2288 - 473.76 = 1814.24 \text{ kg/d}$$

$$\text{SSLM} = \frac{3.5 \text{ kg/m}^3}{0.80} = 4.375 \text{ kg/m}^3$$

Caudal purgado y enviado al espesador

$$\frac{1.814 \text{ kg/d}}{4.375 \text{ kg/m}^3} = 414.68 \text{ m}^3/\text{d}$$

Con una recuperación de sólidos en el espesador de 90%, el gasto de lodo espesado es:

$$Q_{\text{LS}} = \frac{1814 \text{ kg/d} \times 0.9}{1} = 51.48 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$4.375 \text{ kg/m}^3 \times 0.04$$

El volumen total es de $117 \text{ m}^3/\text{d}$ de lodo primario y lodo secundario, entonces el volumen de alimentación está compuesto por 56% de lodo primario y 44% de lodo secundario a una concentración de 60 y 40 g ST/L, respectivamente.

2. CALCULO ESTADISTICO PARA PARÁMETROS BACTERIOLÓGICOS

El modelo utilizado consistió en un diseño factorial de dos factores; temperatura con un nivel (70°C) y tiempo con tres niveles (0.5, 1 y 1.5 hs.) y tres repeticiones cada uno ($1 \times 3 \times 3$).

Expresando el modelo en su forma estadística tenemos:

$$y_{ijk}: \mu + \alpha_i + \beta_j + \alpha\beta_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

$i = 1$ temperatura; $j = 1, 2, 3$, tiempos; $k = 1, 2, 3, 4, 5, \dots, 9$ repeticiones

donde:

μ : media general

α_i : efecto de la temperatura

β_j : efecto del tiempo de tratamiento

$\alpha\beta_{ij}$: interacción entre temperatura y tiempos de tratamiento

ϵ_{ijk} : error experimental

$\epsilon_{ijk} \sim \text{NID}(0, \sigma^2)$

Para el modelo, las hipótesis que se prueban son:

H_{01} : $\alpha\beta_{ij} = 0$ para toda i, j No hay interacción entre la temperatura y los tiempos de tratamiento.

H_{02} : $\alpha_i = 0$ para toda i No hay efecto de temperatura.

H_{03} : $\beta_j = 0$ para toda j No hay efecto de tiempos de tratamiento.

Se introdujeron los valores en el programa estadístico JMP y se obtuvieron estos resultados.

Para huevos de helminto totales o no viables

Temp Tiem Valor

70	0.5	71
70	0.5	91
70	0.5	80
70	1	91
70	1	80
70	1	85
70	1.5	83
70	1.5	99
70	1.5	79

Response helmintos

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	2	64.66667	32.3333	0.3997
Error	6	485.33333	80.8889	Prob > F
C. Total	8	550.00000		0.6871

Effect Tests

Source	Nparm	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
Temperatura (H02)	0	0	0.000000	.	.
Temperatura*tiempo (H01)	0	0	0.000000	.	.
Tiempo (H03)	2	2	64.666667	0.3997	0.6871

Entonces, según nuestras hipótesis, y con los resultados obtenidos;

- Se rechaza H01 y hay interacción entre la temperatura y los tiempos de tratamiento
- Se rechaza H02 y hay efecto de temperatura
- No se rechaza H03 y no hay efecto de tiempos de tratamiento

LSMeans Differences Tukey HSD

=0.050 Q=3.06815

LSMean[i] By LSMean[j]

Mean[i]-Mean[j]	0.5	1	1.5
Std Err Dif			
Lower CL Dif			
Upper CL Dif			
0.5	0	-4.6667	-6.3333
	0	7.3434	7.3434
	0	3	3
	0	-27.197	-28.864
		17.864	16.197
		1	4
1	4.6666	0	-1.6667
	7	0	7.3434

	7.3434 3 -17.864 27.197 4	0 0	3 -24.197 20.864 1
1.5	6.3333 3 7.3434 3 -16.197 28.864 1	1.6666 7 7.3434 3 -20.864 24.197 4	0 0 0 0

Level		Least Sq Mean
1.5	A	87.000000
1	A	85.333333
0.5	A	80.666667

Levels not connected by same letter are significantly different.

Esta prueba de Tukey nos muestra que a la temperatura estudiada, no existe diferencia significativa entre los resultados obtenidos a los distintos tiempos de tratamiento.

ANEXO 4 - RESULTADOS EXPERIMENTALES

1. Resultados microbiológicos de los tratamientos térmicos

Fecha	Muestra	Parámetro microbiológico				
		Coliformes fecales (NMP/gST)	Salmonella (NMP/gST)	Totales HH/gST	Viables HH/gST	No viable HH/gST
Septiembre	Lodo crudo	2.2x10 ⁶	3.7 x10 ⁴	99	87	12
Octubre	Lodo crudo	1.5 x10 ⁶	3.2 x10 ⁴	101	99	10
2/9/2008	50°C y 0.5h	3.0 x10 ⁵	2.7 x10 ²	89	61	28
8/9/2008	50°C y 0.5h	3.0 x10 ⁵	7.3 x10 ²	92	27	65
21/10/08	50°C y 0.5h	2.4 x10 ⁵	9.5 x10 ²	96	57	39
3/9/2008	50°C y 1.0h	1.2 x10 ⁴	94	88	17	71
5/9/2008	50°C y 1.0h	9.3 x10 ⁴	75	86	37	49
21/10/08	50°C y 1.0h	9.1 x10 ⁴	3.6 x10 ²	84	43	41
1/9/2008	50°C y 1.5h	4.3 x10 ⁵	2.4 x10 ²	84	32	52
4/9/2008	50°C y 1.5h	3.6 x10 ⁵	4.6 x10 ²	103	13	90
21/10/08	50°C y 1.5h	2.4 x10 ⁵	1.2 x10 ²	88	37	51
2/9/2008	60°C y 0.5h	2.3 x10 ²	3.6	78	25	53
8/9/2008	60°C y 0.5h	2.7 x10 ²	3.6	88	21	67
22/10/08	60°C y 0.5h	93	23	89	19	70
3/9/2008	60°C y 1.0h	19	ND	91	8	83
5/9/2008	60°C y 1.0h	23	ND	76	14	62
22/10/08	60°C y 1.0h	43	ND	77	16	61
1/9/2008	60°C y 1.5h	3.6	ND	81	19	62
4/9/2008	60°C y 1.5h	3.6	ND	101	10	91
22/10/08	60°C y 1.5h	3.6	ND	82	13	69
2/9/2008	70°C y 0.5h	ND	ND	71	ND	71
8/9/2008	70°C y 0.5h	ND	ND	91	ND	91
23/10/08	70°C y 0.5h	ND	ND	80	ND	80
3/9/2008	70°C y 1.0h	ND	ND	91	ND	91
5/9/2008	70°C y 1.0h	ND	ND	80	ND	80
23/10/08	70°C y 1.0h	ND	3.6	85	ND	85
1/9/2008	70°C y 1.5h	ND	ND	83	ND	83
4/9/2008	70°C y 1.5h	ND	ND	99	ND	99
23/10/08	70°C y 1.5h	ND	ND	79	ND	79

ND: No detectado

2. Sólidos digestores D1 y D2

Día	Alimentación			D1			D2		
	STT	STV	STF	STT	STV	STF	STT	STV	STF
2	54.6	32.2	22.4	10.9	6.8	4.1	12.2	7.3	4.8
4	53.4	31.8	21.6	8.2	5.1	3.1	8.2	7.1	1.1
6	53.3	31.7	21.6	7.9	4.7	3.2	8.6	5.0	3.5
9	50.3	29.3	21.0	11.8	6.0	5.8	15.6	8.7	6.9
11	54.9	32.1	22.8	13.4	6.7	6.7	17.0	9.5	7.5
13	57.4	33.3	24.2	19.2	10.3	8.9	19.4	10.2	9.2
16	57.6	33.4	24.2	37.8	21.0	16.7	51.4	30.0	21.4
18	55.1	32.1	23.0	39.2	21.8	17.4	51.4	28.5	22.9
20	55.4	33.1	22.3	41.3	22.8	18.5	50.8	27.9	22.9
23	55.3	32.4	22.9	46.6	20.2	26.4	52.7	30.9	21.8
25	55.1	32.7	22.4	44.7	23.8	20.8	52.4	30.4	22.0
27	55.2	32.8	22.4	40.2	20.0	20.2	49.1	25.8	23.2
30	53.4	32.8	20.6	40.2	17.0	23.2	48.8	26.0	22.8
32	52.2	30.4	21.8	44.9	24.5	20.4	37.6	21.2	16.5
34	52.4	31.2	21.2	46.5	24.7	21.8	33.3	17.1	16.2
37	51.9	30.4	21.5	46.3	24.9	21.4	32.7	16.9	15.8
39	52.9	31.5	21.4	47.7	23.8	23.9	51.7	25.4	26.3
42	53.0	30.9	22.2	46.7	23.6	23.1	47.1	25.5	21.7
44	50.5	30.5	20.0	45.7	24.8	20.9	30.1	17.0	13.1
46	49.5	29.4	20.1	40.5	19.1	21.3	21.9	11.6	10.2
48	49.5	29.4	20.1	37.4	19.8	17.6	20.3	10.5	9.8

3. pH, Alcalinidad y relación

Día	D1			D2		
	pH	Alcalinidad		pH	Alcalinidad	
1	7.43	2720	0.54	7.49	2720	0.57
2	7.32	2600	0.52	7.39	2600	0.52
3	7.24	2440	0.48	7.3	2520	0.46
4	7.31	2560	0.44	7.39	2520	0.44
5	7.79	2520	0.46	7.65	2680	0.46
6	7.32	2440	0.48	7.3	2520	0.49
7	7.38	2600	0.54	7.31	2720	0.49
8	7.61	2680	0.52	7.71	2680	0.51
9	7.31	2520	0.49	7.37	2840	0.51
10	7.29	2480	0.45	7.31	2760	0.49
11	7.32	2720	0.47	7.38	2840	0.48
12	7.31	2760	0.49	7.43	3000	0.48
13	7.69	2880	0.50	7.72	3120	0.53
14	7.81	3120	0.49	7.62	3120	0.51
15	7.6	3040	0.49	7.58	3360	0.45
16	7.81	3520	0.45	8.05	4560	0.48
17	7.68	3560	0.51	7.76	4640	0.52
18	7.51	4240	0.45	7.81	5360	0.51
19	7.56	3720	0.51	7.86	5120	0.58
20	7.46	4440	0.45	7.81	6360	0.60
21	7.47	4280	0.55	8.2	5720	0.66
22	7.5	4560	0.52	8.01	6440	0.62
23	7.8	4480	0.50	8.26	5760	0.67
24	7.83	3360	0.52	8.2	6000	0.65
25	7.86	3220	0.58	8.2	4140	0.73
26	7.92	3980	0.60	8.23	4540	0.74
27	7.96	3640	0.61	8.22	4100	0.77
28	7.94	3960	0.65	8.16	4480	0.76
29	8.07	4820	0.63	8.21	5160	0.72
30	7.73	4520	0.67	8.03	5340	0.78
31	7.63	5080	0.69	8.19	5640	0.72
32	8.02	5060	0.70	8.22	5080	0.78
33	8.01	5080	0.69	8.16	5640	0.76
34	8.02	5360	0.69	8.2	5040	0.80
35	8	4400	0.73	8.2	5260	0.71
36	8	5380	0.70	8.2	5660	0.77
37	8	5140	0.67	8.2	4660	0.84
38	8	5140	0.68	8.21	5720	0.72
39	8.27	5520	0.67	8.38	6480	0.71
40	8.1	5760	0.71	8.3	5460	0.74
41	8.33	4500	0.71	8.21	4760	0.77
42	8.06	5380	0.72	8.15	5720	0.71
43	7.95	5160	0.79	7.77	5640	0.69
44	8.04	5320	0.66	8.2	4800	0.82
45	8.02	5820	0.66	8.21	5240	0.73
46	8.01	5000	0.68	8.16	4420	0.80

47	8.13	5100	0.69	8.06	5220	0.67
48	8.02	5080	0.77	8.16	4240	0.77

4. Biogás

Días	Biogás (L)		% Metano	
	D1	D2	D1	D2
1	6.06	2.71	29.92	25.64
2	4.69	4.21	51.33	39.91
3	9.21	5.69	52.76	49.90
4	5.14	7.24	62.75	61.32
5	8.55	7.65	67.03	72.74
6	7.85	7.92	74.16	69.88
7	8.07		68.46	68.46
8	4.98	8.1	71.31	65.60
9	9.86	7.17	72.74	68.46
10	4.49	7.92	74.16	75.59
11	10.61		69.88	48.48
12	6.84	7.45	68.46	71.31
13	4.3		68.46	68.46
14	10.35	8.75	71.31	65.60
15	7.48	11.94	67.03	65.60
16	6.93	6.37	71.31	78.45
17	4.13	9.1	68.46	75.59
18	11.63	11.53	72.74	61.32
19	8.26	11.49	77.02	67.03
20	9.04	13.54	71.31	67.03
21	7.72	16.54	78.45	79.87
22	12.22	7.56	77.02	79.87
23	10.61	19.84	79.87	79.87
24	10.62	12.58	74.16	74.16
25			79.87	81.30
26		9.79	79.87	77.02
27		10.78	61.32	74.16
28		10.01	79.87	72.74
29	13.22		72.74	69.88
30	14.09	8.48	78.45	77.02
31	15.44	12.35	87.01	79.87
32	18.47	6.81	82.73	87.01
33	13.01	6.17		
34	15.86	6.75		
37	11.74	10.56		
38	13.07	11.22		
39	13.14	10.95		
40	11.78	6.75	61.32	72.74
41	8.98	13.77	67.03	74.16
42	19.95	11.83	74.16	75.59
43	9.78	9.84	0.00	0.00

44	14.23	9.66	71.31	72.74
45	11	11.6	67.03	69.88
46	14.79	12.7	61.32	69.88
47	13.34	6.25	79.87	72.74
48	15.29	5.99	78.45	75.59

5. Ácidos grasos volátiles

Día	mg/L								
	Pretratada			D1			D2		
	Acido Acético	Acido Propiónico	Acido Butírico	Acido Acético	Acido Propiónico	Acido Butírico	Acido Acético	Acido Propiónico	Acido Butírico
2	618	466	245	661	592	93	672	609	108
4	700	551	292	672	656	170	653	947	154
6	711	474	337	383	831	195	389	871	145
9				141	1085	110	138	1061	97
11	658	611	371	97	1039	117	113	1423	76
13	726	659	385	148	994	130	220	1222	100
16				284	1318	75	367	1015	54
18	611	589	251	314	942	81	471	786	48
20	626	491	306	342	1004	51	397	677	30
23				375	670	79	342	656	26
25				477	595	98	272	573	49
27	592	478	273	449	570	85	208	407	0
30				406	624	0	127	132	0
32				266	498	61	173	120	0
34				283	595	0	131	101	0
37	516	472	187	201	405	75	161	124	0
39				142	272	46	59	28	0
42				197	243	37	109	115	0
44				284	289	61	178	136	0
46				160	425	55	114	242	0
48				216	501	157	158	253	99

6. DQO Soluble

Días	mgO ₂ /L			
	Cruda	Tratada	D1	D2
3			5565	5371
5			5661	5565
7	4258	7742	5758	5661
10			5541	6401
12			6019	5924
14	3822	7357	6019	6783
17			5769	5577
19			6250	5962
21			6250	4663
24			6587	5673
26			6298	5385
28			6346	3846
31			5255	3057
33			5446	2962
38			4669	2980
40	3874	7351	3775	2185
43	3278	6556	2881	1788
45		6954	3377	1838
47			3079	2185

ANEXO 5 - ANEXO FOTOGRÁFICO



Punto de muestreo de lodo primario (Sedimentadores Primarios). Planta de Tratamiento del Cerro de la Estrella. Ciudad de México.



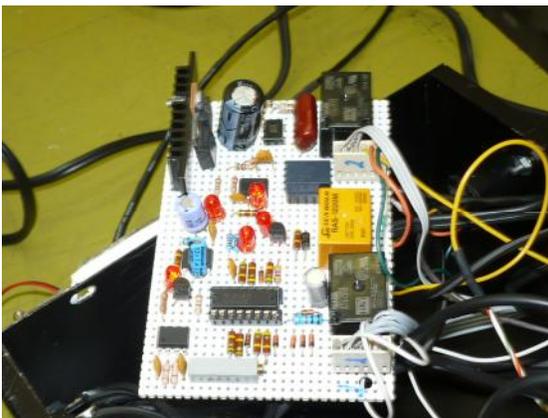
Punto de muestreo de lodo secundario (tanques de aireación de lodos activados). Planta de Tratamiento del Cerro de la Estrella. Ciudad de México.



Lodos primario y secundario.



Tamizado de lodos.



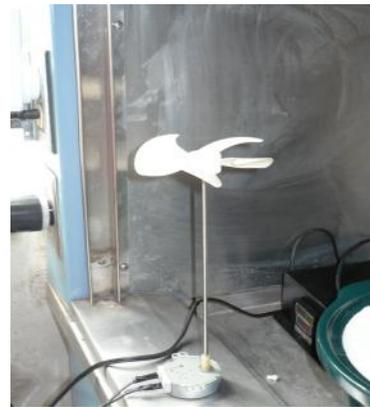
Circuito controlador



Resistencia para calentamiento



Ventilador



Agitador



Termohidrolizador de lodos



Digestores anaerobios operados durante la experimentación



Medidores de biogás