

01177

2004



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
(INGENIERÍA AMBIENTAL)**

**PRODUCCIÓN DE BIOSÓLIDOS CLASE "A" MEDIANTE
DIGESTIÓN ANEROBIA EN DOS FASES A PARTIR DE
LADOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)**

PRESENTA

ING. LUIS ANTONIO RUBIO LOZA

DIRECTOR DE TESIS: DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES

MÉXICO D.F.

2004

**UNAM
POSGRADO**

RUBIO LOZA ANTONIO



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de ciencia y Tecnología (CONACyT) y a la Dirección General de Estudios de Posgrado por la beca otorgada.

Al Dr. Adalberto Noyola Robles por su dirección en este trabajo de tesis.

Al jurado conformado por: Dr. Pedro Martínez Pereda, Dr. Alfonso Durán Moreno, Dra. Gabriela E. Moeller Chávez y el Dr. Simón González Martínez, por sus comentarios acertados en el trabajo de tesis y por la ayuda brindada.

Al Arq. Aníbal Osvaldo Romero Soto y familia, por brindarme una vez más las facilidades para mi estancia en el D.F.

Al personal de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Coyoacán, operada por Siglo Ambiental Coyoacán S.A. de C.V., por las facilidades concedidas para la realización de este proyecto.

A mis compañeros del Instituto de Ingeniería, por su ayuda y buenos momentos compartidos: Margarita Cisneros, Antonio Tinajero, Alejandra Pavía, Miguel Herrera, Atahualpa Barrios, Juan Francisco Márquez, Lisreve Monter y Gilberto González.

A mis amigos: Ing. Selso Orozco Rabadán, Sr. Mario Montes de Oca, Ing. Alberto Fuentes, Dr. José Luis Fernández Zayas, Sr. Alejandro, Los "Inges" Maya, David y Ángel

A mi buen amigo Jorge Enrique Villegas y mis demás amigos en Morelia: Erik, Leonídes, Alfonso, Carlos y Arturo

A todos mis compañeros de generación 2003-1 de la Maestría en Ingeniería Ambiental y en general, a todas las personas que de una u otra forma colaboraron conmigo para la conclusión de la investigación.

Antes de la biblioteca central de las bibliotecas de la UNAM a fin de facilitar el formato, identificación e impresión el contenido de mi trabajo de tesis.

ROMERO: Luis Antonio Rubio

LOZA

FECHA: 02-SEPTIEMBRE-2004

FIRMA: 

RESUMEN

La ausencia de una regulación en torno al manejo de los lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales, propició que casi la totalidad de las plantas de tratamiento que se construyeron hasta fechas recientes en México, no consideraran las instalaciones de tratamiento de lodos. Ante esta problemática recientemente fue publicada la Norma (NOM-004-SEMARNAT-2002) que regula la disposición y reúso de los lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

En el presente trabajo, se operaron dos sistemas de digestión anaerobia en dos fases (termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico) a TRH de 2 y 3, y de 10 y 13 días para la primera y segundas fases respectivamente, alimentados con una mezcla de lodos primario y secundario, provenientes de la planta de tratamiento de Coyoacán, en el Distrito Federal. Se tuvieron dos periodos de caracterización de operación estable en ambos arreglos, y uno más para la primera fase con un TRH de 2 días. El principal objetivo del estudio fue corroborar la producción de biosólidos clase A, asociada a una operación adecuada del sistema termofílico/mesofílico.

La fracción de acidificación de la DQO soluble fue prácticamente la misma a 2 y 3 días de TRH en el digestor acidogénico (0.36). La reducción de sólidos volátiles (%RSV) globales que se obtuvieron en ambos sistemas (28-32%), se ubicaron por debajo del mínimo señalado en la Norma Mexicana (38%), lo que indicó que se requiere mejorar la estabilización. A pesar de esto, se logró la eliminación de coliformes fecales, *salmonella* y huevos de helmintos a valores que cumplen con lo especificado por la *NOM-004-SEMARNAT-2002* (<1000 NMP/g ST, <3 NMP/g ST y <1 HH_{viable}/g ST, respectivamente); excepto en la primera caracterización en lo referente a HH del sistema termofílico/mesofílico (1.1 HH_{viable}/g ST). La mayor destrucción de estos microorganismos fue realizada en la primera fase termofílica.

Durante la primera caracterización del arreglo termofílico/mesofílico (3 y 13 días de TRH, respectivamente) se demostró lo importante que resulta ser la fase mesofílica, puesto que con ésta se abate la desventaja de grandes concentraciones de AGV en los efluentes termofílicos. Sin embargo, la operación de esta fase a 10 días de TRH fue deficiente, debido a la acumulación de ácidos propiónico y butírico, lo cual a la larga causó la falla del proceso. Una causa probable fue una limitación de nutrientes esenciales para el crecimiento y metabolismo de las bacterias.

Los resultados muestran que la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica de lodos municipales es una adecuada opción tecnológica para la producción de biosólidos clase A y por lo tanto, son susceptibles de reutilizarse con fines agrícolas, sin llegar a representar un riesgo para la salud pública.

CONTENIDO

	<i>Página</i>
RESUMEN	
LISTA DE TABLAS	IV
LISTA DE FIGURAS	VI
NOMENCLATURA	VII
INTRODUCCIÓN	1
1. PROBLEMÁTICA DEL TRATAMIENTO DE 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 Procesos de tratamiento de lodos de desecho	5
2.2.1 <i>Espesamiento</i>	6
2.2.2 <i>Estabilización/digestión</i>	7
2.2.3 <i>Acondicionamiento</i>	10
2.2.4 <i>Desinfección</i>	11
2.2.5 <i>Deshidratación</i>	11
2.2.6 <i>Secado térmico</i>	14
2.2.7 <i>Reducción térmica</i>	14
2.3 Disposición final	15
3. DIGESTIÓN ANAEROBIA	16
3.1 Fundamentos de la digestión anaerobia	16
3.1.1 <i>Microbiología y bioquímica</i>	16
3.1.2 <i>Requerimientos fisicoquímicos</i>	18
3.1.3 <i>Efecto de la temperatura en microorganismos patógenos y parásitos</i>	22
3.2 Digestión anaerobia de lodos	24
3.2.1 <i>Tipos de digestores anaerobios de lodos</i>	24
3.2.2 <i>Diseño de digestores anaerobios</i>	25
3.2.3 <i>Inoculación de digestores anaerobios</i>	27
3.2.4 <i>Producción de biogás</i>	28

3.3 Digestión anaerobia en dos fases ¿por qué utilizarla?	28
4. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	34
4.1 Justificación	34
4.2 Objetivos	34
4.2.1 <i>Objetivo general</i>	34
4.2.2 <i>Objetivos específicos</i>	35
5. METODOLOGÍA	36
5.1 Descripción de dispositivos	36
5.2 Condiciones de operación	38
5.3 Técnicas analíticas	39
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
6.1 Influyente	41
6.2 Primera fase: Digestor acidogénico termofílico AT	43
6.2.1 <i>pH y relación de alcalinidades (α)</i>	43
6.3 Primera caracterización de operación estable	45
6.3.1 <i>Arranque y conversión a segundas fases de los digestores MM y MT</i>	45
6.3.2 <i>Segunda fase: Digestor metanogénico mesofílico MM (TRH de 13 días)</i>	46
6.3.2.1 <i>pH y relación de alcalinidades (α)</i>	46
6.3.3 <i>Segunda fase: Digestor metanogénico termofílico MT (TRH de 13 días)</i>	48
6.3.3.1 <i>pH y relación de alcalinidades (α)</i>	48
6.3.4 <i>Arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico</i>	50
6.3.4.1 <i>Ácidos grasos volátiles y demanda química de oxígeno soluble</i>	50
6.3.4.2 <i>Sólidos volátiles y producción de biogás</i>	54
6.3.5 <i>Coliformes fecales, salmonella y huevos de helmintos</i>	56
6.4 Segunda caracterización de operación estable	59
6.4.1 <i>Segunda fase: Digestor metanogénico mesofílico MM (TRH de 10 días)</i>	59
6.4.1.1 <i>pH y relación de alcalinidades (α)</i>	59
6.4.2 <i>Segunda fase: Digestor metanogénico termofílico (TRH de 10 días)</i>	60
6.4.2.1 <i>pH, alcalinidad y relación de alcalinidades (α)</i>	60
6.4.3 <i>Arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico</i>	62
6.4.3.1 <i>Ácidos grasos volátiles y demanda química de oxígeno soluble</i>	62
6.4.3.2 <i>Sólidos volátiles, producción de biogás y contenido de metales nutrientes</i>	65

6.4.3.3 <i>Actividad metanogénica específica y período de recuperación en las segundas fases metanogénicas mediante la adición de metales nutrientes</i>	69
6.4.4 <i>Coliformes fecales, salmonella y huevos de helmintos</i>	71
6.5 Tercera caracterización de operación estable (únicamente primera fase: digester AT a TRH de 2 días)	73
6.5.1 <i>Coliformes fecales, salmonella y huevos de helmintos</i>	73
6.6 Resultados de operación representativos	75
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	77
7.1 Conclusiones	77
7.2 Recomendaciones	78
REFERENCIAS	80
ANEXO 1-MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS	86
ANEXO 2-CÁLCULO DEL VOLUMEN DE ALIMENTACIÓN	92
ANEXO 3-RESULTADOS EXPERIMENTALES	95
ANEXO 4-ANEXO FOTOGRÁFICO	100

LISTA DE TABLAS

<i>Tabla</i>	<i>Descripción</i>	<i>Página</i>
1.1	Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos	3
1.2	Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos	3
1.3	Aprovechamiento de biosólidos	3
2.1	Características de los lodos producidos durante el tratamiento biológico del agua residual	5
2.2	Eficiencias de distintos procesos de estabilización en cuanto a la calidad de los lodos producidos	10
2.3	Comparación de los niveles de nutrientes entre los fertilizantes comerciales y los lodos estabilizados	15
3.1	Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia, en función de la concentración en DQO del agua	20
3.2	Número típico de microorganismos en el lodo sin tratar	23
3.3	Tiempos de retención celular para el diseño de digestores de lodos completamente mezclados	25
3.4	Efecto de la concentración de sólidos y el tiempo de retención sobre la carga orgánica en digestores anaerobios	26
3.5	Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga	26
3.6	Geometrías más comunes para digestores anaerobios de lodos de desecho	27
3.7	Experiencias reportadas en digestión anaerobia en dos fases y distintos procesos de digestión de lodos	33
5.1	Condiciones de operación para los arreglos en dos fases con base en el TRH	38
5.2	Parámetros analizados durante el monitoreo del funcionamiento de los digestores anaerobios en dos fases	40
6.1	Características en los lodos primario y secundario ya concentrados	41
6.2	Parámetros de interés en el lodo combinado de alimentación	41
6.3	Parámetros de interés durante el arranque del digestor MM y en la operación de MT antes de ser convertidos en segundas fases	46
6.4	Concentración promedio de AGV y DQO soluble durante el primer periodo de caracterización de los arreglos en dos fases	53
6.5	Número de huevos de helmintos en el lodo de alimentación y en las purgas de los sistemas de dos fases durante la primera caracterización	58

6.6	Concentración promedio de AGV y DQO soluble durante el segundo periodo de caracterización de los arreglos en dos fases y tercer periodo de caracterización de AT	65
6.7	Metales traza promedio determinados en el influente y en los efluentes de arreglos en dos fases (<i>muestras de los días 156 y 172</i>)	68
6.8	Resultados de la actividad metanógena específica durante el segundo periodo de operación estable caracterizado en los digestores metanogénicos MM y MT (<i>muestras del día 169</i>)	70
6.9	Número de huevos de helmintos en el lodo de alimentación y en las purgas de los sistemas de dos fases durante la segunda caracterización	73
6.10	Número de huevos de helmintos durante la tercera caracterización de AT	75
6.11	Síntesis de efectos causados por el cambio de TRH en las diferentes fases	75
6.12	Resumen de los resultados promedio representativos durante cada periodo de operación estable en los arreglos de dos fases, caracterizados de acuerdo al TRH	76

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura</i>	<i>Descripción</i>	<i>Página</i>
2.1	Espesador por flotación de aire disuelto	6
2.2	(a) Filtro prensa y (b) sección transversal de las placas	12
2.3	Filtro banda	13
3.1	Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano	17
3.2	Efecto de la temperatura sobre la velocidad de crecimiento y las consecuencias moleculares para la célula	22
3.3	Digestores anaerobios de a) baja tasa y b) alta tasa	24
5.1	Arreglo de digestores anaerobios en dos fases termofilico/mesofilico (AT-MM) y termofilico/termofilico (AT-MT)	37
5.2	Diagrama de flujo de la metodología	39
6.1	Porcentaje de SV con respecto a los ST en el lodo combinado de alimentación	42
6.2	pH durante la operación del digestor AT	43
6.3	Relación de alcalinidades (α) durante la operación del digestor AT	44
6.4	pH durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MM	47
6.5	Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MM	47
6.6	pH durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MT	48
6.7	Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MT	49
6.8	Variación del ácido acético durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofilico/mesofilico y termofilico/termofilico	50
6.9	Variación del ácido propiónico durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofilico/mesofilico y termofilico/termofilico	51
6.10	Variación del ácido butírico durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofilico/mesofilico y termofilico/termofilico	52
6.11	Variación en la concentración de SV durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofilico/mesofilico y	

	termofílico/termofílico	55
6.12	Producción de biogás (TPN) y porcentaje de metano durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico	56
6.13	Coliformes fecales en el lodo influente y en los efluentes de los arreglos en dos fases durante el primer periodo de caracterización de operación estable	57
6.14	pH durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MM a 10 días de TRH	59
6.15	Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MM a 10 días de TRH	60
6.16	pH durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MT a 10 días de TRH	61
6.17	Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MT a 10 días de TRH	61
6.18	Variación del ácido acético durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT	62
6.19	Variación del ácido propiónico durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT	63
6.20	Variación del ácido butírico durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT	64
6.21	Variación en la concentración de SV durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT	66
6.22	Producción de biogás (TPN) y porcentaje de metano durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases, y el periodo final de recuperación de las segundas fases	67
6.23	Coliformes fecales en el lodo influente y en los efluentes de los arreglos en dos fases durante el segundo periodo de caracterización de operación estable	72
6.24	Coliformes fecales en el lodo influente y en el efluente durante la tercera caracterización de operación estable de AT	74

NOMENCLATURA

Alc	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)
AGV	Ácidos grasos volátiles (mg/L)
α	Relación de alcalinidades (Alc 5.75/Alc 4.30)
AT	Digestor acidogénico termofílico
CBPA-II	Manual de técnicas de laboratorio de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM
CF	Coliformes fecales (NMP/g ST)
DQO	Demanda química de oxígeno (mg/L)
DQO _s	Demanda química de oxígeno soluble (mg/L)
%E _{reactor}	Eficiencia de remoción de SV
h	Altura (cm)
HH	Huevos de Helminto (HH/g ST)
LP	Lodo primario
LS	Lodo secundario
MM	Digestor metanogénico mesofílico
MT	Digestor metanogénico termofílico
NMP	Número Más Probable
OHPA	Bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno (<i>Obligate Hydrogen-Producing Acetogenic</i>)
pH	Potencial de hidrógeno
%RSV	Porcentaje de reducción de SV
SF	Sólidos fijos (g/L)
SM	Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1989)
SSV	Sólidos suspendidos volátiles (g/L)
ST	Sólidos totales (g/L)
SV	Sólidos volátiles (g/L)
TRC, θ_c	Tiempo de retención celular
TRH, θ	Tiempo de retención hidráulica
TPN	Temperatura y presión normales (0°C y 1 atm.)
UASB	Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>)
U.S. EPA	Environmental Protection Agency of the United States of America
\emptyset	Diámetro (cm)

INTRODUCCIÓN

Es indudable que con las recientes normas oficiales sobre descarga de aguas residuales, ha surgido la necesidad de habilitar la infraestructura adecuada para su tratamiento; sin embargo, actualmente la mayor parte de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas instalados en México, no contemplan el manejo y disposición de los lodos residuales que se generan, por lo que son dispuestos en forma cruda o semitratada en tiraderos a cielo abierto, en rellenos sanitarios y en el sistema de alcantarillado, lo que representa un impacto ambiental importante y en varios casos, un grave riesgo para la salud pública.

Debido a lo anterior, en agosto del 2003 fue publicada la Norma Oficial Mexicana que regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho en nuestro país NOM-004-SEMARNAT-2002. Se espera que con la entrada en vigor de esta Norma, sea fomentada la creación de la infraestructura necesaria para el tratamiento de los lodos y promover de esta manera su reutilización con fines agrícolas, solucionando así un problema de contaminación.

En ese sentido, la tecnología de la digestión anaerobia ha sido usada comúnmente para la estabilización de lodos de desecho, debido a las ventajas que presenta respecto a otros métodos, como la conversión y reducción de lodos sin la necesidad de insumos, con costos de operación y mantenimiento relativamente bajos, con la finalidad de eliminar sus características indeseables, para que puedan ser reutilizados o dispuestos de manera segura.

Además, se sabe que los pocos digestores anaerobios de lodos construidos en México operan a temperaturas de mesofilia, condiciones bajo las cuales los parásitos y patógenos no son reducidos lo suficiente para producir biosólidos clase A. Por otro lado, en un digestor anaerobio convencional todas las fases (hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis) se llevan a cabo en un mismo ambiente, el cual no es el ideal para todos los miembros del consorcio (Ghosh *et al.*, 1995). Con el fin de asegurar la destrucción de patógenos en la digestión anaerobia, se ha propuesto un arreglo de dos etapas: termofílica/mesofílica que combina las ventajas individuales de la termofilia (mayor destrucción de patógenos) con las de la mesofilia (menor concentración de ácidos grasos volátiles, AGV) y evita las desventajas de cada una (Ghosh *et al.*, 1995; Han & Dague, 1997; Cheunbarn & Pagilla, 2000).

Con base en lo anterior, en el presente estudio se evaluó la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica como una opción para la producción de biosólidos clase A, susceptibles de utilizarse como mejoradores de suelos, de acuerdo con los criterios establecidos por la NOM-004-SEMARNAT-2002, enfocado principalmente en lograr mayor eficiencia en términos de reducción de patógenos y parásitos para los actuales trenes de tratamiento mesofílicos de lodos en nuestro país.

1. PROBLEMÁTICA DEL TRATAMIENTO DE LODOS RESIDUALES EN MÉXICO

1.1 Problemática actual y marco normativo

En nuestro país se generan 203 m³/s de aguas residuales municipales, de las cuales sólo el 27.6% recibe tratamiento; además, de las 1077 plantas en operación, el 39.5% corresponde a un proceso de lodos activados (CNA, 2004). El tratamiento de las aguas residuales implica también el manejo de los subproductos generados en el proceso, como la basura retenida en rejillas y cribas, las arenas, y principalmente los lodos que son producidos durante la sedimentación primaria y secundaria.

La gran mayoría de los lodos producidos en plantas de tratamiento en México son dispuestos sin tratamiento previo en tiraderos a cielo abierto, rellenos sanitarios y en el sistema de alcantarillado, lo que representa un impacto ambiental adverso y un riesgo para la salud pública. Además las pocas plantas que cuentan con tratamiento de lodos, enfrentan altos costos de operación e inversión, lo cual hace que no sean una opción viable a largo plazo (Monroy *et al.*, 2000).

Recientemente ha sido publicada la Norma Oficial Mexicana que regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho en nuestro país *NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.- Especificaciones y los límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*, con lo cual se fomentará la creación de la infraestructura necesaria para su tratamiento y promoverá su reutilización como mejoradores de suelos, y solucionar así este problema de contaminación.

Lo anterior, repercutirá en la definición de los procesos de tratamiento de aguas residuales, ya que no sólo se considerarán los costos de inversión y operación de la línea de agua, sino también los de la línea de lodos, incluyendo su disposición final. Se estima que para una planta de tratamiento de aguas residuales municipales que cuente con un tren de tratamiento para lodos, el 60% de la inversión inicial se destina para el proceso de tratamiento de agua y el 40% al tratamiento de lodos.

Por otro lado, la operación, el transporte y el sitio de disposición final de los lodos estabilizados inciden en los costos totales y por ende en el costo total del metro cúbico de agua tratada (Noyola, 1998a). En este sentido, la digestión anaerobia ha crecido en México, sin embargo no al grado que se requiere, puesto que las grandes inversiones se están realizando en procesos aerobios convencionales y tratamientos fisicoquímicos (Monroy *et al.*, 2000).

Los límites máximos permisibles de patógenos y parásitos, así como de metales pesados establecidos en la NOM-004-SEMARNAT-2002, se muestran en las **tablas 1.1 y 1.2**, respectivamente.

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

Clase	Patógenos		Parásitos
	Coliformes fecales NMP/g ST	Salmonella spp NMP/g ST	HH/g ST
A	<1000	<3	<1 ^(a)
B	<1000	<3	<10
C	<2x10 ⁶	<300	<35

(a) viables

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

Contaminante	Tipo excelente (mg/kg en base seca)	Tipo bueno (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

El aprovechamiento de los biosólidos se establece en función de su tipo y clase, el cual se especifica en la **tabla 1.3**, con un contenido de humedad hasta el 85%.

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 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 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 provenientes del tratamiento de aguas residuales son generados en distintas etapas del tren de tratamiento, y sus características dependen de las operaciones y procesos que se apliquen durante el mismo. Para realizar el tratamiento de aguas residuales existen procesos fisicoquímicos y biológicos, de acuerdo a esto se puede hacer la siguiente clasificación de los lodos producidos:

- 1) Lodos generados en procesos biológicos
 - a) *Lodos primarios*: procedentes de la sedimentación primaria (partículas fácilmente sedimentables de naturaleza orgánica o inorgánica)
 - b) *Lodos secundarios o biológicos*: procedentes de la sedimentación secundaria, consisten fundamentalmente en biomasa en excedente, producto de la actividad biológica de los microorganismos que intervienen en el proceso de tratamiento
 - c) *Lodos combinados*: mezcla de lodos primarios y secundarios

- 2) Lodos generados en procesos fisicoquímicos
 - a) Lodos de hidróxido generados por la coagulación y sedimentación de las aguas y desechos industriales
 - b) Lodos de precipitación de las plantas de ablandamiento y del tratamiento de desechos industriales
 - c) 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. Por ejemplo, los lodos activados contienen menos del 1% de materia sólida, el de los filtros percoladores de 0.5 a 2% de sólidos, los lodos del tratamiento primario hasta del 5% y en los lodos biológicos combinados, las concentraciones de sólidos suspendidos pueden variar del 0.5 al 1.5% en base seca. La proporción de materia orgánica en los sólidos de los lodos está entre 70 y 80% (Winkler, 1994; Metcalf & Eddy, 1991).

En la **tabla 2.1** se resumen algunas de las características físicas de los lodos biológicos.

Tabla 2.1 Características de los lodos producidos durante el tratamiento biológico del agua residual (Adaptada de Metcalf & Eddy, 1991)

Tipo de lodo	Descripción
Lodo primario	Generalmente es gris oscuro y de aspecto aceitoso; en la mayoría de los casos produce un olor extremadamente molesto.
Lodo activado	Tiene generalmente una apariencia floculenta de color marrón. Si el color es muy oscuro puede estar próximo a volverse séptico. Si el color es más claro de lo normal, puede haber estado aireado insuficientemente y los sólidos tienen tendencia a sedimentar lentamente. El lodo en buenas condiciones tiene un característico olor a tierra que no es molesto. Tiende a convertirse en séptico con bastante rapidez y luego adquiere un olor bastante desagradable de putrefacción. Se digiere solo o con lodos primarios frescos.
Lodo de filtros percoladores	El humus de los filtros percoladores es pardusco, floculento y relativamente inodoro cuando está fresco. Generalmente, la descomposición se produce más lentamente que otros lodos crudos pero cuando contiene muchos gusanos puede convertirse rápidamente en molesto. Se digiere fácilmente.
Lodo aerobio digerido	El lodo digerido por vía aerobia varía de color marrón a marrón oscuro, y tiene apariencia floculenta. El olor de este tipo de lodo no es molesto. El lodo aerobio bien digerido se deshidrata fácilmente en lechos de secado.
Lodo anaerobio digerido	Este tipo de lodo es de color negro. Cuando está totalmente digerido, no es molesto siendo su olor relativamente débil y parecido al alquitrán caliente o chapopote.
Lodo compostado	El lodo compostado suele ser marrón oscuro o negro, pero el color puede variar en el caso de que se utilicen en el proceso materiales de soporte tales como compostaje reciclado o astillas de madera. El olor del lodo bien compostado no es molesto, y recuerda el olor de los acondicionadores utilizados en jardinería.

2.2 Procesos de tratamiento para lodos residuales

El diseño de un sistema de tratamiento para lodos de desecho busca reducir al mínimo el contenido de agua, materia orgánica, organismos patógenos y el potencial de putrefacción en ellos, para su posterior disposición o reuso. Para lograr esto se deben considerar las características fisicoquímicas, procedencia, cantidad de sólidos presentes en los lodos a tratar y el último método de disposición al que serán destinados los lodos.

Los procesos convencionales para el tratamiento de lodos residuales son:

- Espesamiento
- Estabilización/digestión
- Acondicionamiento
- Desinfección
- Deshidratación
- Secado térmico
- Reducción térmica

2.2.1 Espesamiento

El *espesamiento* es un procedimiento empleado para aumentar el contenido de los sólidos de los lodos por eliminación de parte de la fracción líquida de los mismos, beneficiando a los procesos de tratamiento siguientes como digestión, deshidratación, secado o combustión. Las operaciones más comunes para el espesamiento de lodos son gravedad, flotación y centrifugación.

El *espesamiento por gravedad* se lleva a cabo en un tanque de diseño similar al de un sedimentador convencional, normalmente de forma circular. A partir de esta operación se pueden obtener grados de espesamiento que varían entre 2 y 5 veces la concentración de los lodos en el influente del tanque, presentando eficiencias menores para el caso de lodos de purga biológicos, ya que su actividad puede provocar condiciones sépticas durante su estancia en el tanque, provocando la formación de gases y con ello la flotación de lodos. La concentración máxima de sólidos que se puede obtener en un espesador por gravedad es del 10% (Qasim, 1994).

En el *espesamiento por flotación* existen tres variantes del proceso: aire disuelto (figura 2.1), al vacío y por dispersión de aire.

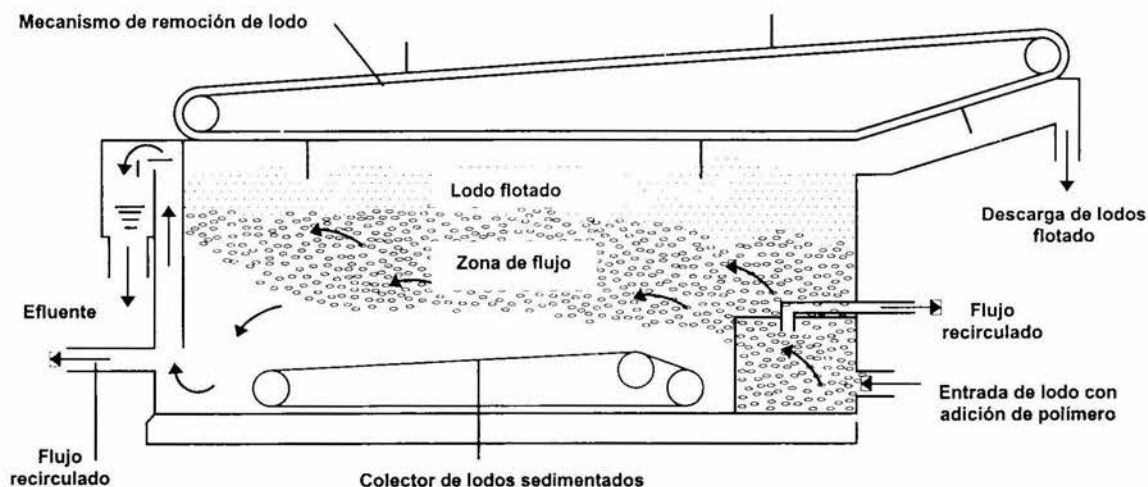


Figura 2.1 Espesador por flotación de aire disuelto (Eckenfelder, 1989)

Dependiendo de la procedencia de los sólidos, se pueden obtener grados de espesamiento que varían entre 2 y 8 veces la concentración de sólidos en el influente del tanque, obteniéndose los mejores resultados para lodos secundarios. Las concentraciones máximas que pueden obtenerse en un espesador de flotación varían entre el 4 y 5% (Qasim, 1994).

En el *espesamiento por centrifugación*, el espesado de lodos se lleva a cabo bajo la influencia de fuerzas centrífugas, su aplicación es limitada y se emplea principalmente para lodos de purga producidos en sistemas biológicos. Normalmente requieren adición de polímeros y las concentraciones máximas que se pueden obtener en un espesador de este tipo varían entre el 5 y 8% (Qasim, 1994). La aplicación de este proceso a lodos primarios puede provocar abrasión y desgaste interno, ya que contienen partículas finas, arcilla y arenas (Noyola, 1998b). Este tipo de equipos se utilizan tanto para el espesado como para la deshidratación de lodos.

Si los lodos se van a estabilizar por digestión anaerobia, su espesamiento no debe pasar del 7% en sólidos totales (70 g/L), considerándose como óptima una concentración entre el 4 y el 6%, con objeto de no afectar las propiedades reológicas del lodo y sus consecuencias en bombas, tuberías y mezcladores (Noyola, 1998b).

2.2.2 Estabilización/digestión

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. Los procesos de estabilización de lodo más comúnmente usados son: químicos como la estabilización con cal y biológicos como el composteo, la digestión aerobia y la digestión anaerobia (WEF, 1993).

La *estabilización con cal* consiste en añadir al lodo dosis suficientes de cal para elevar su pH por encima de 12. Dado que la reacción de la cal con el agua del lodo es exotérmica, la temperatura se incrementa, alcanzando valores superiores a 50°C. El efecto combinado de un entorno fuertemente alcalino, además del efecto de pasteurización debido a la temperatura, hace desfavorable la actividad biológica de los microorganismos, reduciendo sustancialmente el número de organismos patógenos. Como consecuencia de ello el lodo no se pudre, es inodoro (con ligero olor a amoníaco) y no provocará riesgos para la salud pública. Sin embargo estas condiciones se mantendrán solo si el pH no desciende del valor de 11, por lo menos 2 horas después del tratamiento. Para la estabilización se puede emplear tanto cal hidratada, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ como cal viva, CaO .

El lodo estabilizado con cal presenta condiciones favorables para su disposición ya sea en relleno sanitario, en suelos forestales, e inclusive a suelos ácidos destinados al cultivo (Lue-Hing *et al.*, 1992). Si bien este método logra eliminar en gran medida las características indeseables de los lodos, su aplicación implica que

el volumen y la masa seca de lodos aumente debido a la dosificación de cal (WEF, 1993).

El *composteo* es un proceso en el que la materia orgánica sufre una degradación biológica hasta alcanzar un producto final estable, tipo humus, higiénico y libre de características desagradables; los biosólidos producidos son usados generalmente como mejoradores de suelos.

Durante este proceso los lodos se mezclan con un material de enmienda, generalmente astillas de madera y paja, el cual sirve para proporcionar soporte estructural y aumentar la porosidad de la mezcla con objeto de mejorar la efectividad de la aireación. Dicha aireación no sólo es necesaria para aportar oxígeno a los microorganismos, sino también para controlar la temperatura y eliminar la humedad excesiva (Metcalf & Eddy, 1991; WEF, 1993). De esta manera, conforme aumenta la descomposición de la materia orgánica contenida en los lodos, se incrementa la temperatura situándose en el intervalo de pasteurización (50 a 70°C), permitiendo la destrucción de organismos patógenos y la conversión del aproximadamente 20 al 30% de los sólidos volátiles a dióxido de carbono y agua.

La *digestión aerobia* de lodos consiste en degradar la materia orgánica en presencia de oxígeno, lo cual implica un largo periodo de aireación. En este proceso conforme se agota el sustrato, los microorganismos empiezan a consumir su propio protoplasma para obtener la energía necesaria para las reacciones de mantenimiento celular (fase endógena). Puede llevarse a cabo en intervalos de temperatura mesofílico y termofílico. La digestión aerobia sin fuentes externas de calor se puede llevar a cabo utilizando el calor desprendido durante la oxidación microbiana de la materia orgánica para el calentamiento del lodo (Metcalf & Eddy, 1991).

Las ventajas que presenta la digestión aerobia de lodos son las siguientes (Metcalf & Eddy, 1991):

- Reduce los sólidos volátiles entre 40 y 50% (WEF, 1993)
- 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, concentración de sólidos en la alimentación, tipo de mezclado/aireación y geometría del tanque

Aunque su costo de inversión inicial es bajo, debido a sus elevados costos de operación no es económicamente recomendable para plantas de tratamiento de aguas residuales que operen con gastos mayores de 200 L/s (WEF, 1993).

Por su parte, la *digestión anaerobia* es fundamentalmente, un proceso de degradación que convierte materia orgánica en metano y dióxido de carbono en ausencia de oxígeno. Este proceso suele tener lugar en intervalos mesofílico (20-40°C) y termofílico (50-60°C) de temperatura.

En comparación con otros procesos de estabilización de lodos, la vía anaerobia presenta las siguientes ventajas (Noyola, 1998b):

- Reducción de la masa y el volumen de la porción 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, y entre el 40 y 60% de los sólidos volátiles (WEF, 1993)
- 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. Dicha energía se puede utilizar para mantener la temperatura en digestores de alta tasa, además de que puede emplearse en la producción de energía eléctrica para la planta de tratamiento de aguas en un esquema de cogeneración
- Los lodos digeridos, por su estabilidad y características fisicoquímicas, pueden ser aprovechados como mejoradores de suelos

Por otro lado, sus principales desventajas son:

- Costos de inversión inicial altos
- Largos tiempos de retención hidráulica para mantener a las bacterias metanogénicas dentro del sistema, aunado 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 los lodos de purga

La aplicación de otros métodos eficientes para el tratamiento de lodos de desecho, como la *incineración* y la *irradiación*, está restringida por su alto costo de inversión inicial y de operación. Para el caso del *secado natural*, si bien es un proceso con el que se obtienen resultados aceptables, requiere de grandes extensiones de terreno para su aplicación. En la **tabla 2.2** se muestran las eficiencias de los procesos descritos y de algunos de uso no común, de acuerdo con algunos

parámetros útiles en la evaluación de los procesos de estabilización de lodos de desecho.

Tabla 2.2 Eficiencias de distintos procesos de estabilización en cuanto a la calidad de los lodos producidos (adaptado de Vesilind & Hartman, 1988)

Método	Reducción de olor	Eficiencia en la destrucción de patógenos	Remoción de tóxicos	Facilidad para deshidratación	Reúso de lodos
Digestión anaerobia	+	+	+ ^a	+ ^b	+
Digestión aerobia	+	+	0	- ^b	+
Tratamiento con Ca(OH) ₂	+	+	- ^c	+	+
Tratamiento con CaO	+	++	++ ^c	+	+
Composteo	+	+	0	NA	+
Lagunas	0	+	0	+ ^b	NA
Cloración	+	++	0	+	-
Irradiación	0	++	0	0	+
Pasteurización	-	++	0	+	+
Secado	++	++	0	NA	+
Incineración	++	++	0	NA	+

- Efecto negativo, 0 No eficiente, + Eficiente, ++ Muy eficiente, NA No aplicable

^a Sobrenadante

^b Solo en la cama de arena

^c Reducción de metal soluble

2.2.3 Acondicionamiento

Los lodos se acondicionan con la finalidad de mejorar sus características de deshidratación. Los métodos más comúnmente empleados son la adición de reactivos químicos y el tratamiento térmico.

El *acondicionamiento químico* se lleva a cabo antes de sistemas de deshidratación mecánica, y se logra mediante la adición de productos químicos como el cloruro férrico, cal, alúmina y polímeros orgánicos. Estos últimos no provocan un aumento notable en la cantidad de sólidos secos, mientras que las sales de hierro y la cal pueden provocar un aumento del 20 al 30%. Los factores que afectan a la elección del tipo y dosificación de los reactivos para el acondicionamiento de lodos son las propiedades de los mismos, así como el tipo de dispositivos para el mezclado y deshidratación a utilizar (Metcalf & Eddy, 1991).

El *tratamiento térmico* es un proceso de estabilización y acondicionamiento de lodos, en el cual estos son calentados hasta una temperatura de 140-240°C en un depósito a una presión de 1720 kN/m², durante cortos periodos de tiempo que varían entre 15 y 40 minutos. Este proceso es empleado para la coagulación de los sólidos y la destrucción de la afinidad existente del agua con los sólidos contenidos en los lodos, teniendo mayor aplicación en lodos biológicos que son difíciles de estabilizar o acondicionar por otros métodos.

2.2.4 Desinfección

La *desinfección* de los lodos está adquiriendo gran importancia como proceso adicional debido a las estrictas normas aplicables a la reutilización de lodos y su aplicación en suelos. Los procesos de digestión anaerobia y aerobia (exceptuando la digestión anaerobia y aerobia en intervalos de termofilia) no desinfectan el lodo. Los métodos más adecuados para la desinfección de lodos líquidos que provienen de la digestión anaerobia y aerobia son la pasteurización y el almacenamiento a largo plazo.

En la *pasteurización* la temperatura se eleva hasta los 70°C durante 30 minutos, permitiendo con esto la inactivación de organismos patógenos y parásitos. Los dos métodos que se emplean para la pasteurización de lodos son la inyección directa de vapor y el intercambio indirecto de calor (Metcalf & Eddy, 1991).

En el *almacenamiento a largo plazo* el lodo líquido digerido se almacena en lagunas excavadas en el suelo, por lo que se requiere disponer de un terreno suficiente. Los tiempos de retención típicos que se necesitan para la desinfección de lodos varían entre 60 y 120 días, a las temperaturas de 20 y 4°C respectivamente (Metcalf & Eddy, 1991).

2.2.5 Deshidratación

La *deshidratación* tiene como finalidad reducir el contenido de humedad de los lodos con los siguientes objetivos:

- Facilitar el manejo y disminuir los costos de transporte de los lodos hasta el sitio de su evacuación final
- Eliminar el exceso de humedad para evitar la generación de malos olores, aumentar el poder calorífico antes de la incineración y reducir la cantidad del material de soporte o enmienda en caso de que se vayan a compostar los lodos
- Reducir la producción de lixiviados en caso de que los lodos sean dispuestos en una celda o relleno sanitario

Los procesos de deshidratación disponibles son los filtros de vacío, centrífugas, filtros prensa, filtros banda, lechos de secado y lagunas (Metcalf & Eddy, 1991).

Los *filtros de vacío* consisten en un cilindro cubierto con una fibra sintética que sirve de medio filtrante, el cual gira parcialmente sumergido en los lodos. En su interior se genera un vacío, el cual hace que el agua contenida en los lodos pase a través del medio filtrante, dejando en la superficie de éste una capa de lodos con concentraciones de sólidos, que dependiendo de la procedencia de los lodos, varían entre el 13 y el 45% (Metcalf & Eddy, 1991).

El proceso de deshidratación por *centrifugación* se logra a partir de la compactación de los lodos efectuada por medio de las fuerzas centrifugas, empleando velocidades de rotación de 1600 a 2000 rpm. El porcentaje de sólidos obtenido en los lodos varía entre el 30 y 35%, con una captura de sólidos entre el 80 y 90% (Metcalf & Eddy, 1991).

Los *filtros prensa* (figura 2.2) logran la deshidratación de los lodos forzando la evacuación del agua contenida, por medio de la aplicación de presiones elevadas. Fundamentalmente consisten en una serie de placas rectangulares colocadas en posición vertical sobre un bastidor con un extremo móvil y otro fijo. Las placas tienen una hoquedad entre ellas. La superficie de cada placa esta cubierta con una membrana filtrante, de tal forma que cuando se aplican presiones de trabajo variables entre 690-1550 kN/m², el agua pasa a través de la tela filtrante mientras los sólidos quedan atrapados en el hueco formado por las placas. El espesor de las pastillas de lodo formadas a partir de este sistema, varía entre 25 y 38 mm, con un contenido de humedad del 48 y 70% en ciclos de filtración que duran entre 2 y 5 horas (Metcalf & Eddy, 1991).

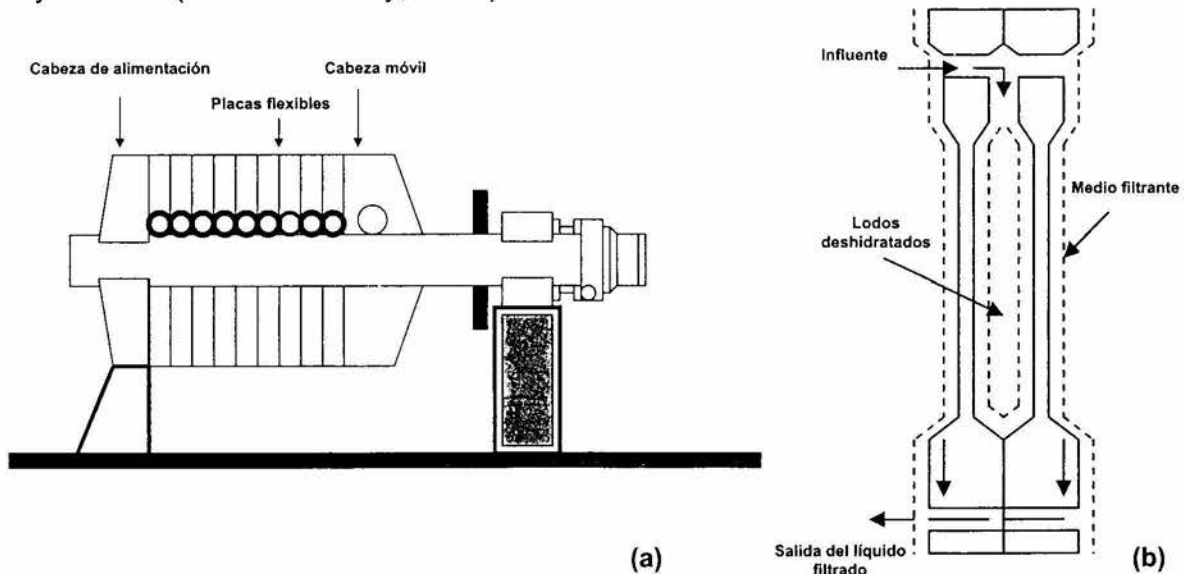


Figura 2.2 (a) Filtro prensa y (b) sección transversal de las placas (Metcalf & Eddy, 1991; Qasim, 1994)

Las ventajas de este proceso son la alta concentración de sólidos en los lodos deshidratados y la obtención de un líquido clarificado. Las desventajas incluyen su complejidad mecánica, altos costos de acondicionadores químicos y la corta vida útil del medio filtrante (tela sintética).

Los *filtros banda* (figura 2.3) son dispositivos de deshidratación de lodos de alimentación continua que incluyen el acondicionamiento químico, drenaje por gravedad y aplicación mecánica de presión para deshidratar dichos lodos. En estos sistemas los lodos acondicionados son introducidos en una zona de drenaje por gravedad donde se produce su espesamiento, eliminando así la mayor parte

de agua, para después pasar a una zona de baja presión entre dos bandas porosas, en donde los lodos deshidratados son separados mediante rascadores.

Las ventajas más notorias de este sistema son una concentración de sólidos en el producto final de hasta 30% y los bajos requerimientos de energía (Metcalf & Eddy, 1991). Las principales desventajas asociadas a este sistema son su corta vida útil y su sensibilidad a la operación con diferentes clases de lodos.

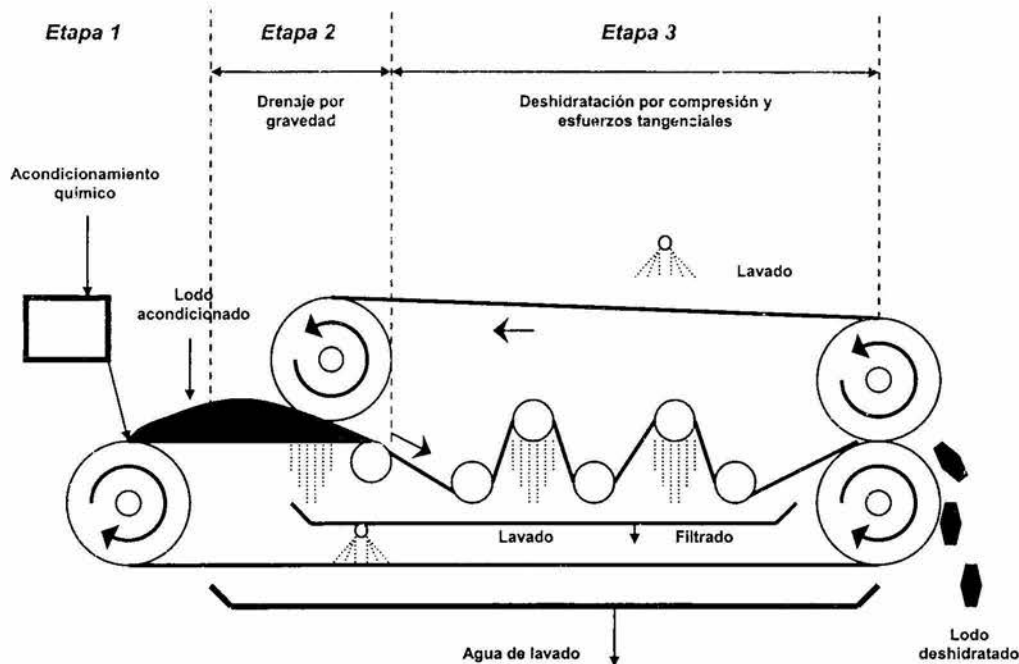


Figura 2.3 Filtro banda (Metcalf & Eddy, 1991)

Los *lechos de secado* son el método más antiguo para la deshidratación de lodos y se utilizan principalmente para la deshidratación de lodos digeridos. El lodo se extiende en capas de 20 a 30 cm de espesor sobre la arena y se deja secar; el lodo se deshidrata por drenaje a través de la masa de lodo y de arena, y por evaporación desde la superficie expuesta al aire (Metcalf & Eddy, 1991). El contenido de humedad después de 10 a 15 días, en condiciones favorables, es de alrededor del 60%. Este método no es recomendable para lodos no digeridos, ya que pueden generar problemas asociados con malos olores.

Las *lagunas de secado* se pueden emplear en lugar de los lechos de secado. Este método se aplica solo cuando se tiene disponibilidad de terreno y se recomienda para lodos estabilizados con objeto de evitar malos olores. El lodo se descarga a la laguna en capas de 0.75 a 1.25 m, y después de varios meses de exposición, se retira mecánicamente con un contenido de sólidos que varía entre el 25 y 30% (Metcalf & Eddy, 1991).

2.2.6 Secado térmico

El secado de los lodos tiene como finalidad reducir el contenido de agua mediante aparatos mecánicos, los cuales proporcionan el calor que es necesario para la evaporación del agua, de tal manera que los lodos puedan ser incinerados con eficacia o puedan ser procesados para su transformación en fertilizante. El contenido de humedad del lodo seco es inferior al 10% (Metcalf & Eddy, 1991). Los niveles de humedad son menores a los que se alcanzan por métodos convencionales de deshidratación. Entre sus ventajas se encuentran la reducción de costos de transportación, reducción de patógenos y mejoramiento en la capacidad de almacenamiento de los lodos.

Los procesos mecánicos que se emplean para el secado de lodos son los sistemas de secado instantáneo (flash dryers), sistemas de secado por pulverización, sistemas de secado rotativos, sistemas de secado de pisos múltiples y sistemas de evaporación de efecto múltiple.

2.2.7 Reducción térmica

La *reducción térmica* es un proceso que se aplica principalmente a lodos deshidratados, y no es recomendable para lodos estabilizados, especialmente por digestión aerobia y anaerobia, ya que la estabilización por estos métodos reduce el contenido volátil de los lodos y por lo tanto aumenta las necesidades de combustible auxiliar.

Las principales ventajas de la reducción térmica son las siguientes (Metcalf & Eddy, 1991):

- Máxima reducción de volumen, disminuyendo así las necesidades de evacuación
- Destrucción de organismos patógenos y de compuestos tóxicos
- Posible recuperación de energía

Por otro lado las desventajas que presenta este proceso son:

- Altos costos de inversión inicial y de operación
- Efectos negativos de los residuos producidos, asociados a emisiones de aire y cenizas
- La evacuación de los residuos es complicada y costosa, debido a que pueden llegar a ser considerados como peligrosos

Los procesos de reducción térmica son la incineración en hornos de pisos múltiples, incineración en hornos de lecho fluidificado, incineración conjunta, oxidación por vía húmeda y oxidación por vía húmeda con reactores profundos.

2.3 Disposición final

La aplicación de los lodos tratados como mejoradores de suelos, es una práctica que se ha venido realizando con éxito durante décadas, tomando interés en los últimos años, debido a su contenido de nutrientes como el nitrógeno, el fósforo y el potasio, además de otros micronutrientes tales como manganeso, cobre, molibdeno, hierro y zinc.

El lodo actúa como acondicionador del suelo para facilitar el transporte de nutrientes, aumentar la retención del agua y mejorar la aptitud del suelo para el cultivo agrícola. A pesar de que los nutrientes no se encuentran en la proporción de cualquier fertilizante comercial, la mayoría de los cultivos agrícolas responden favorablemente a la aplicación del lodo. Sin embargo, hay que considerar que las plantas de tratamiento municipales (especialmente aquellas que reciben aguas pluviales) son vulnerables a que ingresen una gran variedad de contaminantes, como pueden ser descargas no autorizadas de desperdicios peligrosos o industriales, por lo que los biosólidos aparte de esos niveles de nutrientes y materia orgánica, pueden contener contaminantes orgánicos e inorgánicos (Bright & Healey, 2003).

En la **tabla 2.3** se muestran los contenidos típicos en nutrientes de los lodos estabilizados en comparación con los contenidos de fertilizantes comerciales.

Tabla 2.3 Comparación de los niveles de nutrientes entre los fertilizantes comerciales y los lodos estabilizados (Metcalf & Eddy, 1991)

Uso	Nutrientes (%)		
	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
Fertilizantes para usos agrícolas típicos	5	10	10
Valores típicos para lodos de aguas residuales estabilizados	3.3	2.3	0.3

La disposición de los lodos estabilizados en *relleno sanitario* consiste en depositarlos en sitios debidamente controlados y ubicados en áreas alejadas de acuíferos, pozos para suministro de agua y zonas habitadas, para después ser compactados mediante un tractor o un rodillo y finalmente cubiertos con una capa de aproximadamente 30 cm de tierra. Se recomienda que para reducir el volumen de lodos a transportar y controlar la generación de lixiviados, los lodos sean deshidratados. En ese sentido, Brighth & Healey (2003) aconsejan que mezclar los biosólidos frescos con tierra limpia (antes o después de su aplicación en suelos) proveerá una protección adecuada contra riesgos de contaminación asociados con sustancias orgánicas contaminantes que pudieran contener los biosólidos.

3. DIGESTIÓN ANAEROBIA

3.1 Fundamentos de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia se lleva a cabo en ambientes que se caracterizan por la ausencia total de oxígeno molecular, en donde se realizan una serie de procesos bioquímicos complejos a través de los cuales diversos grupos de microorganismos degradan la materia orgánica, generando como productos finales materia celular, metano y dióxido de carbono.

3.1.1 Microbiología y bioquímica

Durante la digestión anaerobia la materia orgánica, en ausencia de oxígeno molecular, nitratos y sulfatos, es convertida a metano y dióxido de carbono por la combinación de la actividad de cinco diferentes grupos de microorganismos, tanto anaerobios estrictos como facultativos.

Las bacterias son incapaces de alimentarse de material orgánico particulado, por lo que los biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos), son inicialmente hidrolizados por medio de enzimas extracelulares a compuestos más simples y asimilables por las bacterias, como son azúcares, aminoácidos y ácidos grasos. Posteriormente los azúcares y aminoácidos sirven de sustrato a organismos fermentadores, mientras que los ácidos grasos superiores son asimilados por oxidadores anaerobios. Los productos de estas reacciones son acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato. Estos últimos son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias llamadas 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. El acetato y el hidrógeno son finalmente los verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, las cuales se dividen en dos grupos tróficos:

Bacterias metanogénicas hidrogenifílicas, que utilizan el hidrógeno producido por las OHPA 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 total de metano en los digestores.



En resumen se pueden identificar seis procesos de conversión en la digestión anaerobia (**figura 3.1**):

1. Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
2. Fermentación de aminoácidos y lípidos
3. Oxidación β -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

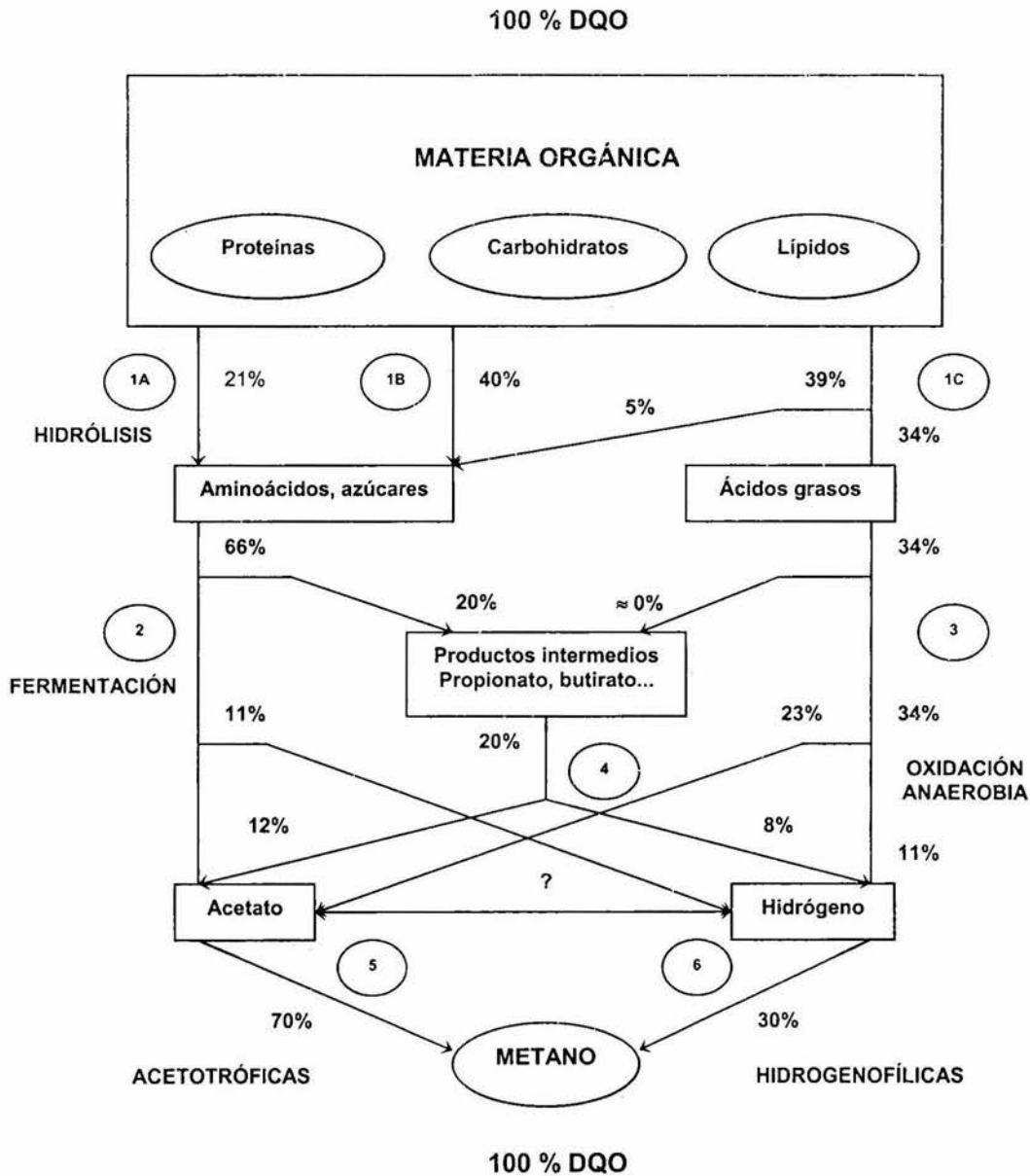


Figura 3.1 Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer & Zehnder, 1983)

Un aspecto importante dentro del proceso es que el desarrollo de los oxidantes anaerobios y los oxidantes β -anaerobios se puede inhibir por presiones elevadas

de hidrógeno (producto de su metabolismo), definiéndose una relación sintrófica de dichos microorganismos con las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, las cuales se encargan de consumir el hidrógeno producido por las OHPA, manteniendo así la presión de dicho gas a niveles adecuados para que la conversión de los ácidos grasos volátiles en acetato e hidrógeno pueda ser consumada (Noyola, 1998b).

El equilibrio entre la oxidación del propionato, descarboxilación del acetato y oxidación del hidrógeno es crucial para un proceso de digestión anaerobia estable. Las condiciones óptimas para las tres reacciones son muy estrictas y principalmente controladas por la concentración del propionato, acetato e hidrógeno libres. En un digestor estabilizado, las concentraciones típicas de acetato y propionato oscilan entre 10^{-4} y 10^{-5} mol con presiones parciales de hidrógeno inferiores a 10^{-4} atm (Noyola, 1998b).

3.1.2 Requerimientos fisicoquímicos

Los principales factores ambientales que inciden en el buen funcionamiento de un proceso anaerobio, están relacionados con aquellos parámetros cuyo control y conocimiento permitirá evitar cualquier falla de operación o tomar a tiempo las medidas correctivas necesarias, lo cual se verá reflejado en un buen crecimiento de la biomasa anaerobia y por consiguiente una mayor eficiencia en la remoción de la materia orgánica y en la producción de biogás.

Los factores ambientales más importantes para el funcionamiento de un proceso anaerobio son:

Temperatura: La actividad de la biomasa microbiana es sensible a la temperatura del medio en que se desarrolla. Un aumento limitado de temperatura de corta duración hace que la actividad microbiana aumente; sin embargo, si esta temperatura se mantiene, la degradación del complejo enzimático celular y el aumento de la muerte microbiana reduce el número de microorganismos, pudiendo llegar a desaparecer especies microbianas completas. Además 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.

La temperatura define a las especies predominantes de organismos anaerobios, siendo estas las termófilas (50-65°C), mesófilas (20-40°C) y psicrófilas (6-20°C). La temperatura óptima de crecimiento para los microorganismos anaerobios en intervalo mesofílico es de 37°C (Noyola, 1998b) y en el termofílico varía entre los 55 y 60°C (Malina & Pohland, 1992). En el intervalo termófilo se pueden distinguir diferentes tipos de bacterias: termotólerantes (que crecen entre 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 intervalo de crecimiento

entre los 50 y los 65°C y las extremadamente termofílicas que se desarrollan a temperaturas superiores a los 65°C (Hamer *et al.*, 1985).

pH: 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 del intervalo señalado como óptimo, el proceso puede continuar aunque con menores eficiencias hasta un pH de 6.2, en donde las bacterias metanogénicas se ven afectadas severamente (Noyola, 1998b) y a niveles de pH alcalinos se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclásticas (Malina & Pohland, 1992).

Alcalinidad: Debido a que las bacterias acidogénicas poseen 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 óptima capacidad amortiguadora (buffer) (Noyola, 1998b). Mientras la digestión anaerobia prosiga con normalidad, la alcalinidad oscilará entre 1000 y 5000 mg CaCO₃/L. La alcalinidad útil para fines de amortiguamiento de pH es la debida a los bicarbonatos, en tanto que la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles (AGV) es una forma indirecta de medir su concentración, la cual se debe mantener en el nivel más bajo posible. Un criterio para verificar si la carga orgánica suministrada al digestor es adecuada para el proceso anaerobio, es la relación α de 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 el consumo de ácido (H₂SO₄) hasta un pH de 5.75 y la segunda, midiendo el volumen total del mismo ácido hasta un pH de 4.3 (Jenkins *et al.*, 1983), por lo que la relación α puede calcularse 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 H₂SO₄ hasta un pH de 5.75 (mg CaCO₃/L)

$Alc(total)_{4.3}$ = Alcalinidad total, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H₂SO₄ hasta un pH de 4.3 (mg CaCO₃/L)

El valor de α durante el arranque deberá mantenerse arriba de 0.5. Un valor superior a 0.6 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, 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.

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).

La alcalinidad debida a los AGV se define mediante la siguiente expresión:

$$Alc(AGV) = Alc(total)_{4,3} - Alc(HCO_3^-)_{5,75}$$

Donde:

$Alc(AGV)$ = Alcalinidad debida a los AGV (mg CaCO₃/L)

Nutrientes: La digestión anaerobia por ser un proceso biológico requiere ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento adecuado de la biomasa. La ausencia o limitación de estos nutrientes son por lo tanto un factor limitante para el proceso, puesto que la conversión de AGV puede verse afectada, debido a que los metales nutrientes están involucrados en las actividades enzimáticas de las bacterias acidogénicas y metanogénicas (White & Stuckey, 2003). Para que el reactor opere de manera adecuada se recomienda una proporción de nutrientes DQO:N:P:S de 400:5:1:0.2 (Noyola, 1998b).

Además de las necesidades de nitrógeno, fósforo y azufre, también se requiere la presencia de elementos traza como níquel, cobalto, hierro y molibdeno (**tabla 3.1**), los cuales en ciertas concentraciones aumentan la eficiencia del proceso.

Tabla 3.1 Metales nutrientes requeridos por la biomasa anaerobia, en función de la concentración en DQO del agua (Weiland & Rozzi, 1991)

Elemento	Concentración del metal mg/L	
	a 10 g DQO/L	a 50 g DQO/L
Fe	0.5–20	3–100
Ni	0.05–3	0.3–15
Co	0.05–2	0.3–10
Mo	0.01–0.05	0.05–0.2

En ese sentido, se debe tener especial cuidado, ya que frecuentemente se asume que el sustrato a tratar contiene los nutrientes requeridos en cantidades adecuadas (White & Stuckey, 2003).

Inhibición: Las bacterias metanogénicas, así como otros microorganismos anaerobios, pueden ser inhibidas en su actividad microbiológica 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 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 metanogénicas 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 muy común en aguas residuales; proviene de la degradación de proteínas y aminoácidos o por su uso en procesos industriales, y 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).

En presencia de sulfatos, se favorece el crecimiento de *bacterias sulfatorreductoras* capaces de reducir en un medio anaerobio sulfatos a sulfuros, es decir, utilizan los sulfatos como aceptor final de electrones. Por lo general estas bacterias emplean ácido láctico y ácido pirúvico para su desarrollo, pero pueden utilizar ácido acético para de esta manera competir con las metanogénicas acetoclásticas, siendo desde el punto de vista termodinámico más favorable la sulfatorreducción. Por otro lado, también pueden reducir los sulfatos, utilizando como donador de electrones el hidrógeno producido por las acidogénicas, compitiendo también con las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas (Noyola, 1998b). Por lo anterior, en presencia de una elevada concentración de sulfatos, la metanogénesis puede ser desplazada.

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, que en su forma no disociada es un compuesto altamente tóxico para los microorganismos metanogénicos. Concentraciones de 100 mg H_2S /L inhiben fuertemente la producción de metano. Concentraciones superiores a 200 mg/L se consideran fuertemente inhibitorias para la digestión anaerobia. Concentraciones de 26–222 mg/L de H_2S inhiben a las bacterias acetoclásticas, mientras que concentraciones de 64–96 mg/L a las bacterias hidrogenofílicas.

La concentración de *ácidos grasos volátiles* (AGV), producto de la fermentación, puede llegar a acidificar el digestor propiciando el fallo del proceso. El aumento de la concentración de AGV 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. La relación AGV/Alcalinidad, también es indicadora de estabilidad; una relación superior a 0.3–0.4 es indicadora de fallo inminente (Noyola, 1998b).

Es importante señalar que los *iones metálicos* con un pequeño aumento en la concentración, se vuelven tóxicos. Los metales pesados en estado soluble generalmente son más tóxicos que las formas insolubles. A pH bajos se solubiliza una gran cantidad de precipitados de metales pesados principalmente los formados por sulfuros. Una falla en el sistema puede presentarse cuando la concentración libre de metales pesados sobrepasa la concentración del umbral particular. Esta concentración umbral parece estar directamente relacionada con la concentración del ión sulfuro en el reactor. Esto se debe a que en el sistema se forman sulfuros metálicos que precipitan, reduciendo así su efecto inhibitor. Los efectos de los metales pesados en los procesos de digestión anaerobia dependen de la forma o especie química en la cual los metales son introducidos al sistema.

3.1.3 Efecto de la temperatura en microorganismos patógenos y parásitos

La temperatura es un parámetro íntimamente ligado a la eliminación de microorganismos patógenos y parásitos, por lo que se encuentra presente en la fase final de algunos de los distintos procesos en que se alcanza la estabilización y desinfección. El efecto de la temperatura en microorganismos no adaptados a temperaturas superiores a las de su hábitat natural, es de destrucción, tal y como ocurre con los patógenos y parásitos. Biológicamente, la temperatura afecta directamente el equilibrio de la vida de los microorganismos en dos vías opuestas, incrementa o decrece el desarrollo de las reacciones químicas y enzimáticas de los procesos celulares, alterando y afectando diferencialmente los distintos orgánulos celulares y por tanto su metabolismo, hasta llegar a un punto crítico de inactivación de las reacciones. Se reconoce que cada tipo de microorganismos tienen tres fases principales, aún cuando estas sean muy variables entre las especies: temperatura mínima, en donde comúnmente se presenta un crecimiento lento en los microorganismos; temperatura óptima, en la cual se presenta un crecimiento rápido y una temperatura máxima, en donde ya no es posible el crecimiento (**figura 3.2**).

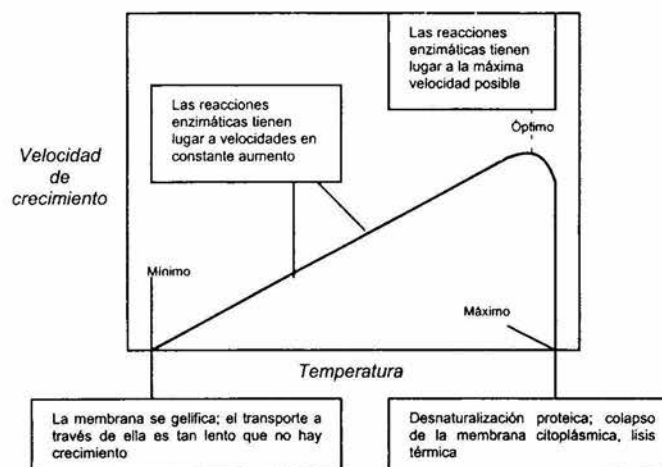


Figura 3.2 Efecto de la temperatura sobre la velocidad de crecimiento y las consecuencias moleculares para la célula (Brock *et al.*, 1997)

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

La calidad y cantidad de la materia orgánica e inorgánica presente en el lodo puede variar, así como el tipo y número de patógenos. Dichas diferencias no solo ocurren geográficamente, sino a medida que transcurre el tiempo en un mismo lugar. La naturaleza y concentración de los patógenos dependerá de las condiciones de salud y tamaño de la población.

La mayoría de las bacterias son inactivadas a temperaturas por encima de 70°C a tiempos de exposición relativamente cortos. Las temperaturas bajas a tiempos prolongados son 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 a temperaturas por debajo de 25°C. El hábitat natural de esos microorganismos es el intestino y para su crecimiento necesitan nutrientes y niveles de agua. Por otro lado, las condiciones adversas para el crecimiento, no son necesariamente letales para los microorganismos. Algunos organismos están envueltos en estructuras, las cuales les ayudan a sobrevivir en condiciones desfavorables (Carrington, 2001). Los gusanos como *Taenia spp.* y *Ascaris spp.*, inician su ciclo vital en un huevo, el cual constituye un medio para transportarse de un huésped a otro. Los protozoos patógenos como *Cryptosporidium* y *Giardia* están envueltos en un quiste (estado de latencia o reposo, en el cual el microorganismo se encierra en una pared membranosa) con el mismo fin. Estas estructuras son extremadamente resistentes a condiciones ambientales extremas (Carrington, 2001). Sin embargo esos microorganismos no pueden reproducirse afuera de sus huéspedes por lo que su número en el lodo es relativamente bajo. La siguiente tabla muestra el número típico de microorganismos presentes en el lodo de desecho.

Tabla 3.2 Número típico de microorganismos en el lodo sin tratar (Carrington, 2001)

Microorganismo	Género	Número
Bacterias	<i>Escherichia coli</i>	10^6 g^{-1}
	<i>Salmonella</i>	$10^2\text{-}10^3 \text{ g}^{-1}$
Virus	<i>Entero-</i>	$10^2\text{-}10^4 \text{ g}^{-1}$
Protozoos	<i>Giardia</i>	$10^2\text{-}10^3 \text{ g}^{-1}$
Helmintos	<i>Ascaris</i>	$10^2\text{-}10^3 \text{ g}^{-1}$
	<i>Toxocara</i>	$10\text{-}10^2 \text{ g}^{-1}$
	<i>Taenia</i>	5 g^{-1}

La variación de la temperatura puede afectar directamente el funcionamiento del proceso termofílico que demuestra ser muy sensible a este parámetro, como lo observaron también Hamer *et al.* (1985). Es posible que una baja de temperatura en digestores termofílicos produzca variaciones en la destrucción de los microorganismos patógenos (Huyard *et al.*, 2000). Problemas de mezclado pueden comprometer la eficiencia de la digestión anaerobia termofílica en la remoción y pérdida de viabilidad potencial de los huevos de helmintos y menos ser destruidos (Cabirol *et al.*, 2002). Generalmente a temperatura de 70°C por 30 minutos es suficiente para destruir los huevos de *Ascaris* (Hays, 1976). En ese sentido, la destrucción de los huevos de helmintos (HH) se da por dos pasos en un digestor anaerobio termofílico: inactivación y lisis de los huevecillos (Huyard *et al.*, 2000).

3.2 Digestión anaerobia de lodos

3.2.1 Tipos de digestores anaerobios de lodos

Los digestores anaerobios de lodos están agrupados básicamente en dos tipos:

- Digestores de baja tasa
- Digestores de alta tasa

Los digestores de *baja tasa* (**figura 3.3a**) son conocidos también como convencionales, en los cuales el proceso se desarrolla en un tanque sin calentamiento y sin mezclado, por lo que la estratificación del contenido del reactor hace que aproximadamente en el 50% del volumen se lleve a cabo la actividad biológica. Su aplicación es principalmente en plantas pequeñas. Una mejora en el funcionamiento de este tipo de digestores consiste en la introducción de mezclado, lo que permite una mayor carga de alimentación, al favorecer la transferencia de masa en el digestor y emplear todo el volumen del líquido en la reacción.

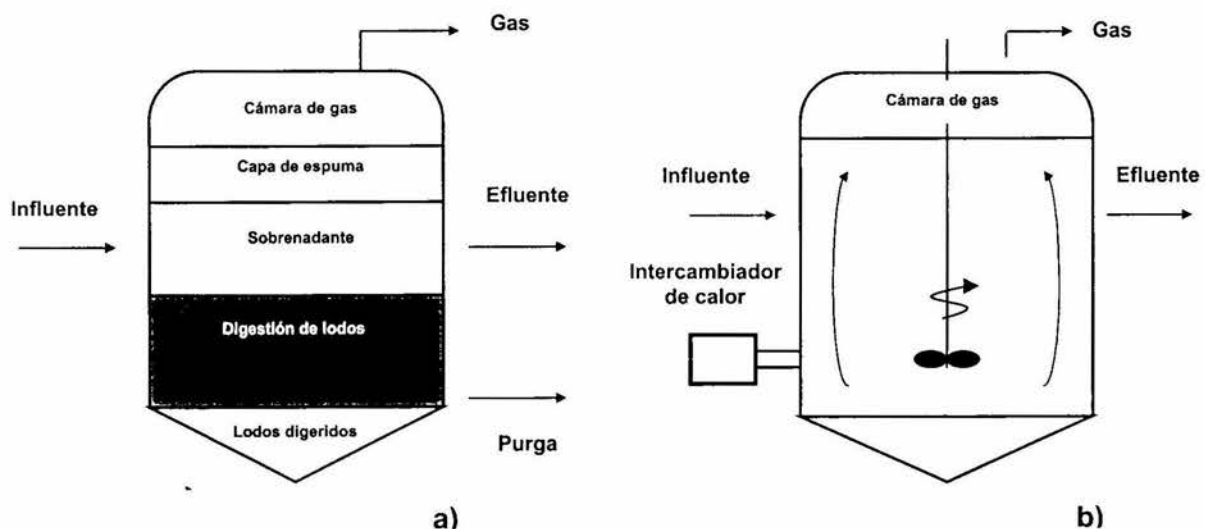


Figura 3.3 Digestores anaerobios de a) baja tasa y b) alta tasa (WEF, 1993)

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* (**figura 3.3b**) se aplica un mezclado al medio de reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por la recirculación de gas ó 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.

Frecuentemente se une con otro tanque o laguna, del mismo volumen, con objeto de separar los lodos digeridos evacuados en el efluente del primer reactor. En este tipo de digestores las cargas recomendadas van de 1.6 a 3.2 kg SSV/m³·d, con TRH de 10 a 20 días.

3.2.2 Diseño de digestores anaerobios

Los métodos más utilizados para diseñar un digestor de lodos, son predominantemente empíricos, basándose en el tiempo de retención celular o en la carga orgánica como parámetro de diseño. Debido a que en un reactor completamente mezclado el tiempo de retención celular y el tiempo de retención hidráulica son iguales, el volumen de un digestor de alta tasa puede ser calculado con la siguiente expresión:

$$V=Q\theta_c$$

Donde:

Q = Gasto (m³/d)

θ_c = Tiempo de retención celular (d)

Los valores recomendados para θ_c se muestran en la **tabla 3.3**.

Tabla 3.3 Tiempos de retención celular para el diseño de digestores de lodos completamente mezclados (Metcalf & Eddy, 1991)

Temperatura (°C)	θ_c de diseño (d)
18	28
24	20
30	14
35	10
40	10

Para el diseño con base en la carga orgánica, se acostumbra utilizar la carga orgánica volumétrica (kg SSV/m³·d). El tiempo de retención hidráulica debe ser siempre considerado para evitar el lavado de los microorganismos activos. La

tabla 3.4 muestra la relación entre la concentración de sólidos en el influente y la carga orgánica a diferentes tiempos de retención.

Tabla 3.4 Efecto de la concentración de sólidos y el tiempo de retención sobre la carga orgánica en digestores anaerobios (Metcalf & Eddy, 1991)

%SST en el lodo	Carga orgánica (kg SSV/m ³ ·d)			
	TRH: 10 d (37°C)	TRH: 12 d (35°C)	TRH: 15 d (30°C)	TRH: 20 d (25°C)
4	3.06	2.55	2.04	1.53
5	3.83	3.19	2.55	1.91
6	4.59	3.83	3.06	2.30
7	5.36	4.46	3.57	2.68
8	6.12	5.10	4.08	3.06
9	6.89	5.74	4.59	3.44
10	7.65	6.38	5.10	3.83

----- Límite recomendado para evitar problemas en el mezclado y operación de los equipos de bombeo.
SSV=0.75·SST

En la tabla 3.5 se resumen las condiciones ambientales y de operación para obtener la máxima producción de metano durante la digestión anaerobia de lodos de purga.

Tabla 3.5 Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga (Malina & Pohland, 1992)

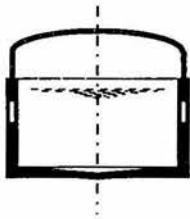
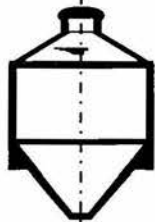
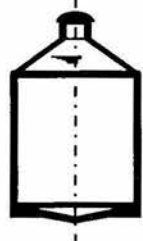

Variable	Óptimo	Intervalo
pH	6.8-7.4	6.4-7.8
Potencial oxido-reducción ⁽¹⁾ (mV)	-520 a -530	-490 a -550
Acidos volátiles (mg/L de ácido acético)	50-500	<2000
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	1500-3000	1000-5000
Temperatura:		
Mesófila	32-38°C	20-40°C
Termófila	50-56°C	45-60°C
Tiempo de retención hidráulica (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

La geometría de los digestores de lodos (**tabla 3.6**) es un factor importante, debido a que influye de manera directa en el mezclado, ya que si éste es deficiente propiciará la generación de zonas muertas y la acumulación de sólidos en las paredes del digestor. Los digestores más comunes son cilindros verticales bajos con un fondo ligeramente cónico. Las paredes se construyen de 6 a 12 m de altura, con diámetros de 6 a 40 m. Los digestores con forma de huevo pueden tener alturas mayores. El material de construcción más utilizado en los digestores de lodos es el concreto; el acero en placas es utilizado en tanques pequeños.

Tabla 3.6 Geometrías más comunes para digestores anaerobios de lodos de desecho (Bode & Klauwer, 1999)

Geometría	Características	Figura
Americana	Presenta en el fondo del digestor una pequeña pendiente y en la parte superior una cubierta flotante para la captación de biogás. La relación diámetro:altura es mayor a 1. Esta geometría tiene inconvenientes con el mezclado, lo que provoca problemas como la acumulación de sólidos en el fondo y la generación de natas.	
Clásica	Consiste en un cilindro que tiene una relación diámetro:altura igual a 1, el cual tiene un cono en la parte superior, con pendientes en las paredes que van de 0.6 a 1.0 y mientras que para el cono de la parte inferior las paredes tienen una pendiente de 1.0 a 1.7. Esta geometría favorece el mezclado y homogenización de los lodos.	
Europea	Es un cilindro que tiene una relación diámetro:altura menor a 1, además presenta una pequeña pendiente en el fondo. Esta geometría tiene eficiencias de mezclado parecidas a la geometría clásica, pero con la ventaja de que su construcción es más económica. Sin embargo, debido a la pequeña pendiente en el fondo, la elección de los equipos de mezcla se ve limitada.	
Forma de huevo	Tienen mayor aceptación en Europa, y su implantación en Estados Unidos es reciente. Esta forma es una versión mejorada la geometría europea, y presenta condiciones óptimas para el mezclado de lodos, evitando la acumulación de sólidos, eliminando así la necesidad de limpiar los digestores, por lo que se abarata y simplifica su operación.	

3.2.3 Inoculación de digestores anaerobios

Es indudable que la reducción del tiempo de arranque es uno de los factores clave para incrementar la competitividad en reactores anaerobios (Noyola, 1994).

Durante la puesta en marcha se han identificado diversos factores importantes que afectan la duración del tiempo de arranque, tales como el volumen de inóculo a emplear, la fuente de microorganismos, la forma de alimentar el digestor, el tipo de efluente a tratar, la influencia de los factores ambientales (pH, potencial redox, temperatura, etc), los parámetros de operación (carga orgánica, TRH y mezclado) y la configuración del reactor (geometría y tamaño) (Leclerc *et al.*, 2001; Noyola, 1994).

Las dos principales etapas limitantes en la digestión anaerobia son la hidrólisis de los biopolímeros y la metanogénesis, lo que hace al arranque una actividad delicada y sumamente importante (Leclerc *et al.*, 2001; Noyola, 1994). Para el inicio de la metanogénesis es necesario tener potenciales de oxidorreducción inferiores a -300 mV (Noyola, 1998b).

En general, es necesario que el volumen de inóculo sea lo más grande posible, y que tenga suficiente actividad y adaptación a las propiedades específicas del efluente a tratar. Las fuentes de inóculo pueden seleccionarse mediante pruebas de actividad sobre el lodo y deberá contener una mezcla de diferentes géneros de bacterias metanógenas. No hay reglas claras para estimar el volumen conveniente para inocular reactores anaerobios. Un intervalo entre 10 y 30% del volumen del reactor puede considerarse aceptable (Noyola, 1998b). En ciertos casos, un arranque sin inóculo es también posible, dada la capacidad del lodo a desarrollarlo, como es el caso del lodo activado de purga (Kim & Speece, 2002). Muchos investigadores han estudiado la presencia de bacterias metanógenas en el lodo activado aerobio que se utiliza como inóculo para la digestión anaerobia (Lens *et al.*, 1995; Wu *et al.*, 1987).

3.2.4 Producción de biogás

El biogás producido contiene entre el 65 y 70% de metano (CH_4), 35 a 30% de bióxido de carbono (CO_2) y trazas de nitrógeno (N_2), hidrógeno (H_2), ácido sulfhídrico (Noyola, 1998b), además de un peso específico aproximado de 0.86 con respecto al aire (Metcalf & Eddy, 1991). Los valores típicos de producción de biogás en digestores de lodos son 0.5 a 0.75 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SSV}_{\text{alimentados}}$ o bien 0.75 a 1.12 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SSV}_{\text{eliminados}}$ (Noyola, 1998b). La producción de biogás también se puede estimar de forma aproximada, con base a la aportación por habitante; de esta manera, para plantas de tratamiento primario varía entre 15 y 22 $\text{m}^3/1000 \text{ hab}\cdot\text{d}$ y que para plantas de tratamiento secundario puede alcanzar valores cercanos a 28 $\text{m}^3/1000 \text{ hab}\cdot\text{d}$ (Metcalf & Eddy, 1991). El poder calorífico del metano producido es de 8850 kcal/m^3 o 35135 BTU/m^3 .

3.3 Digestión anaerobia en dos fases ¿por qué utilizarla?

Los procesos de digestión anaerobia frecuentemente ofrecen ventajas significativas respecto a otros procesos biológicos de tratamiento, como son menor generación de lodo, producción de biogás con alto poder calorífico, bajos

requerimientos energéticos, menor espacio y costos globales más bajos. Lo anterior hace que esta tecnología sea aplicada a varios tipos de efluentes como lodos de desecho municipales, aguas provenientes de la industria agrícola y química, e incluso al tratamiento de residuos sólidos (Demirel & Yenigün, 2002).

En un digestor anaerobio convencional todas las fases (hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis) se llevan a cabo en un mismo ambiente el cual no es el ideal para todos los miembros del consorcio, debido a que las actividades metabólicas de las bacterias acidogénicas (tasa de crecimiento mayor) y de las metanogénicas (crecimiento lento y requerimiento estricto de pH) se tratan de balancear a un largo TRH y bajo condiciones ambientales que son más favorables para estas últimas, retardando el metabolismo de las acidógenas (Kim *et al.*, 2002; Ghosh *et al.*, 1995; Droste, 1997; Vavilin *et al.*, 2001; Yang *et al.*, 2002).

En la década de los Setenta y principios de los Ochenta, se desarrolló el concepto de la digestión anaerobia en dos fases como una propuesta tecnológica adaptada a la realidad del consorcio bacteriano involucrado en tal conversión biológica, con la idea de separar la hidrólisis-acidogénesis en un primer reactor y la acetogénesis-metanogénesis en un segundo (Ghosh *et al.*, 1995; Droste, 1997; Oles *et al.*, 1997; Vavilin *et al.*, 2001; Yang *et al.*, 2002). La mayor parte de la investigación que se realizó sobre este tema, fue con la finalidad de aumentar el control de la digestión anaerobia. En ese sentido, Ghosh *et al.* (1975) mediante un estudio determinaron la factibilidad de mantener cultivos dominantes de microorganismos acidogénicos, alimentándolos con lodo de desecho, mediante su control cinético; con ello compilaron información sobre las características biocinéticas de dichos microorganismos y desarrollaron criterios para la operación de la digestión de dos fases del lodo; es decir, hicieron una discusión general sobre los principios teóricos y de operación del proceso de digestión de dos fases, haciendo especial énfasis en la fase ácidogénica. La hidrólisis y la formación de AGV ocurren en la primera fase y su conversión a metano en la segunda fase, por lo que la mayor parte de la materia orgánica en el influente de la segunda etapa metanogénica se encuentra en forma de AGV (principalmente ácido acético, propiónico y butírico); dependiendo la composición de las características del influente de la primera fase acidogénica y a las condiciones (pH y TRH) del correspondiente digestor (von Sachs *et al.*, 2003; Massey & Pohland, 1978).

Por otra parte, la digestión anaerobia termofílica incrementa la destrucción de la materia orgánica (mejorando la hidrólisis) y de organismos patógenos en el lodo, así como mejora sus características de deshidratación, sin embargo su uso se ve limitado a causa de la pobre calidad que presenta el efluente y la baja estabilidad del proceso debido a las altas concentraciones de propiónico, lo cual está asociado a la producción de malos olores, así como los cambios en la carga orgánica y de temperatura que pueden hacer que el sistema falle (Droste, 1997; Han & Dague, 1997; Han *et al.*, 1997; Kim *et al.*, 2002). Si bien, el proceso de digestión anaerobia bajo condiciones de termofilia es un método probado para la obtención de biosólidos clase A (Aitken & Mullennix, 1992; Kruger *et al.*, 1998; Cabirol *et al.*, 2002), aún no está contemplado por la EPA como una alternativa

para este fin por su inestabilidad. Por otro lado, la digestión anaerobia mesofílica no puede cumplir con los criterios establecidos para biosólidos clase A, debido a su baja reducción de microorganismos patógenos, por lo que se han propuesto arreglos recientes como la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica que puede cumplir con dicha normatividad (Fukushi *et al.*, 2003; Oleszkiewicz *et al.*, 2002; Han *et al.*, 1997).

Oles *et al.* (1997), a partir de los resultados de pruebas piloto, demostraron que no era viable realizar la completa hidrólisis y acidogénesis en un primer tratamiento termofílico (acidificación completa), sino efectuar una acidificación parcial al 20-50% de la materia orgánica susceptible de serlo, en lugar de una completa acidificación (Oles *et al.*, 1997; Yang *et al.*, 2002). La acidificación parcial mejora la eficiencia global del proceso de digestión anaerobia en dos fases, requiriendo un volumen de tanque menor por el corto TRH, lo cual disminuye los costos de construcción y operación. Si bien bajo estas condiciones la acidificación de la materia orgánica del lodo no es total, el lodo sí contiene una población estable de bacterias acidógenas y en menor grado de metanógenas (Oles *et al.*, 1997; Yang *et al.*, 2002). El factor clave es encontrar una combinación de parámetros de operación para un digestor en la primera fase, que maximice la producción de ácidos acético y butírico, los mayores precursores de la metanogénesis. (Yang *et al.*, 2002).

El pH óptimo para las bacterias acidógenas es de 5.6 en un intervalo de 5 a 6, mientras que el de las metanógenas es de 7. El bajo pH en el reactor acidogénico y el corto TRH limita el crecimiento de bacterias metanogénicas (Droste, 1997). Un digestor ácido debe ser operado a un TRH de 2 días o ligeramente mayor (3-4 días), con una concentración de AGV entre 3000 y 8000 mg/L, y un pH menor a 5.5 para una efectiva destrucción de patógenos, ya que una reinfección en la etapa final mesofílica (fase metanogénica) sería casi imposible (Oles *et al.*, 1997). Además, se reduce considerablemente la necesidad de tener largos TRH en esta segunda etapa (Oles *et al.*, 1997, Fukushi *et al.*, 2003). En ese sentido, la destrucción de patógenos no se ve afectada por la concentración de sólidos en el influente (Vandenburgh & Ellis, 2002) ni por el TRH ya que es una función de la temperatura (Han *et al.*, 1997).

Concretamente, el proceso de estabilización por digestión anaerobia termofílica/mesofílica en dos fases representa una predigestión termofílica (fase acidogénica) y una posdigestión mesofílica (fase metanogénica), donde cada etapa opera en serie bajo sus propias condiciones ambientales y de proceso (Oles *et al.*, 1997). Dicho arreglo combina las ventajas individuales de la digestión anaerobia termofílica (mayor destrucción de SV, coliformes fecales y reducción en la formación de espuma) con las ventajas de la digestión anaerobia mesofílica (menor concentración de AGV en el efluente) y evita las desventajas de cada una, particularmente la asociada con malos olores de la termofilia, así como la baja remoción de sólidos volátiles (%RSV) y la limitada destrucción de patógenos de la mesofilia (Han & Dague, 1997, Han *et al.*, 1997). Los sistemas de dos fases pueden ser operados a la mitad del tiempo de retención hidráulica y al doble de la

carga orgánica; además se puede obtener una producción de metano por unidad de volumen de digester alrededor de 30 a 100% mayor respecto a un sistema convencional de una sola fase (Ghosh *et al.*, 1995; Han *et al.*, 1997). Para alcanzar una destrucción de SV igual al de un sistema convencional, el volumen requerido puede ser aproximadamente de 40% menos (Han & Dague, 1997). Por otro lado, en el arreglo termofílico/mesofílico en dos fases al parecer se mejora ligeramente la capacidad de deshidratación de los lodos digeridos (Cheunbarn & Pagilla, 2000; Bivins & Novak, 2001). Sin embargo, un descenso rápido en la temperatura de la primera fase a un TRH corto, puede afectar a la acidogénesis (Cha & Noike, 1997).

Para fines prácticos, la primera etapa termofílica (fase acidogénica) serviría para desinfectar el lodo, reduciendo de manera notable la cantidad de patógenos (coliformes fecales y *salmonella*, principalmente) así como de parásitos (huevos de helmintos), dejando al lodo predigerido, para que en el digester mesofílico sea completada la conversión de la materia orgánica a metano (Oles *et al.*, 1997; Huyard *et al.*, 2000).

En suma, las ventajas de separar las fases son (Bhattacharya *et al.*, 1996):

- Incrementar la estabilidad mediante un mejor control en cada fase
- Operar con mayores cargas orgánicas
- Aumentar la actividad específica de las bacterias metanogénicas para permitir un incremento en la producción específica de biogás
- Incrementar la eficiencia global en la reducción de SV

Por otro lado se especula que las posibles desventajas son:

- Aumentar el hidrógeno en la primera fase durante la formación de ácidos a niveles inhibitorios para las bacterias acidogénicas
- Eliminar una posible interdependencia nutricional entre las bacterias acidógenas y metanógenas

Una ventaja adicional de la digestión anaerobia en dos fases, es que el problema de la formación de espumas al tratar lodo activado de purga, la cual es atribuida a la presencia de organismos filamentosos en el sistema de lodos activados (Ghosh *et al.*, 1995), se elimina en la fase termofílica ácida (Zábranská *et al.*, 2002; Han *et al.*, 1997). Por otro lado, la digestión anaerobia de dos fases con el arreglo termofílico/termofílico no evita las desventajas de la digestión anaerobia termofílica de una etapa (Han *et al.*, 1997). Un posible inconveniente de la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica podría ser los altos requerimientos de energía para el calentamiento de la etapa termofílica, ya que estos son casi del doble de los de la mesofilia, sin embargo esto puede solucionarse recuperando el calor, es decir transferirlo a partir del efluente de la primera fase al lodo crudo. Además existe un significativo aumento en la producción de metano (aproximadamente 16% respecto a la digestión convencional), que puede traducirse

en una mayor recuperación de energía, por lo que se puede compensar cualquier requerimiento en la etapa termofílica (Han & Dague, 1997).

Las recomendaciones de diseño y aplicación de la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica (dos etapas) son (Oles *et al.*, 1997):

- El tiempo de retención para la primera fase termofílica (55-60°C) de 2-3 días y para la segunda fase mesofílica (35-37°C) de 12-15 días
- La concentración del lodo no debe exceder el 6% de los ST. Concentraciones mayores pueden causar problemas en el equipo de bombeo de lodos y en el intercambiador de calor
- Los digestores pueden ser construidos de acero o concreto, pero debe tenerse especial cuidado en el diseño civil para permitir temperaturas mayores de 60°C en la etapa termofílica
- Para un mezclado efectivo se debe tener cuidado cuando se tengan altas concentraciones de sólidos en el lodo. El equipo de bombeo y la tubería deben ser diseñados de acuerdo a lo anterior
- En el digestor termofílico existe el problema de formación de espumas, por lo que se le debe proveer con vertedores internos, trampas de espuma en la línea de gas, etc. No se recomienda usar inyección de gas para el mezclado
- Para optimizar la eficiencia de energía en el proceso completo, el calor en el lodo termofílico debe ser recuperado para calentar el lodo crudo influente. Esto puede realizarse mediante un intercambiador de calor lodo/lodo, que cuente con un sistema especial recuperador de calor o con dos intercambiadores de calor lodo/agua acoplados, siendo este último el que se recomienda para plantas grandes

Los sistemas convencionales pueden ser modificados a sistemas de dos fases, al adicionar una fase termofílica al lado de un digestor existente o uno de los que están en operación puede ser convertido en la unidad termofílica (Han *et al.*, 1997).

En la siguiente tabla se muestran algunas experiencias recientes en digestión anaerobia en dos fases; además se incluyen otros procesos de digestión de lodos, para su comparación en términos de %RSV, producción de biogás y destrucción de microorganismos patógenos y parásitos.

Tabla 3.7 Experiencias reportadas en digestión anaerobia en dos fases y en distintos procesos de digestión de lodos

Tipo de proceso	TRH (d)	Temperatura (°C)	Tipo de lodo	%RSV	Producción específica de metano	Reducción de patógenos y parásitos	Referencia
Dos fases termofilia/mesofilia (escala laboratorio)	1ª 1-8 2ª 10-20	1ª 55 2ª 35	Mezcla de lodo primario y secundario (1:1)	Sistema 34-50	0.5 L CH ₄ TPN/g SV eliminados	C.F. <10 ³ NMP/g ST	Han <i>et al.</i> , 1997
Dos fases termofilia/mesofilia (escala laboratorio)	1ª 1 2ª 14	1ª 62 2ª 37	Mezcla de lodo primario y secundario (1:1)	Sistema 61	0.48±0.05 m ³ CH ₄ /kg SV eliminados	C.F. <10 ³ NMP/g ST Salmonella <0.3 NMP/4g ST	Cheunbam & Pagilla, 2000
Dos fases mesofilia/mesofilia (escala piloto)	1ª 3.1 2ª 9.1	36.8-36.9	Lodo activado de desecho	1ª 50.8 2ª 41.7 Sistema 71.3	1ª 0.02 2ª 0.27 sistema 0.29 m ³ CH ₄ /kg SV alimentados	—	Ghosh <i>et al.</i> , 1995
Dos fases termofilia/mesofilia (escala piloto)	1ª 2±0.1 2ª 10±0.5	1ª 55-60 2ª 37	Mezcla de lodo primario y secundario (60 y 40% en volumen respectivamente)	1ª 16.7-29.3 2ª 35.2-47.0 Sistema 48.0-61.6	—	C.F. -reducción de 5 unidades logarítmicas Virus de polio- reducción de 4 unidades logarítmicas HH -reducción de 2.6 unidades logarítmicas (viabilidad cero)	Huyard <i>et al.</i> , 2000
Dos fases termofilia/mesofilia (escala laboratorio)	1ª 7.4 2ª 12.6	1ª 55 2ª 35	Mezcla de lodo primario y secundario a diferentes concentraciones (4.4-7.9% ST)	Sistema 53-61.5%	1ª 0.5-0.6 2ª 0.48-0.61 m ³ CH ₄ /kg SV alimentados	C.F. <10 ³ NMP/g ST	Vandenburgh & Ellis, 2002
Dos fases termofilia/mesofilia (escala laboratorio)	1ª 3.3-5 2ª 6.7-10	1ª 55 2ª 35	Lodo primario	Sistema 39.1-53.2, lo que representa el 18% más que el de una sola etapa	0.61 L CH ₄ TPN/g SV eliminados	C.F. <10 ³ NMP/g ST	Han & Dague, 1997
Dos fases mesofilia/mesofilia (escala laboratorio)	1ª 2-2.7 2ª 10	35±1	Mezcla de lodo primario y secundario (1:1), y 100% lodo activado de desecho	Lodo combinado- 1.6-6% más que el de una sola etapa Lodo activado- 8.7% más que el de una sola etapa	—	—	Bhattacharya <i>et al.</i> , 1996
Dos fases termofilia/mesofilia (escala real)	1ª 4 2ª 14	1ª 55-60 2ª 35-37	Lodo crudo municipal	Sistema 55	Sistema 0.352 m ³ CH ₄ /kg SV alimentados	—	Oles <i>et al.</i> , 1997
Dos fases termofilia/mesofilia (escala real)	1ª 3 2ª 15	1ª 55-60 2ª 35-37	Lodo crudo municipal	Sistema 60	Sistema 0.187 m ³ CH ₄ /kg SV alimentados	—	Oles <i>et al.</i> , 1997
Digestión combinada termofílica y mesofílica (escala laboratorio)	TRH 21 TRC termo 2.38-4.68 TRC meso 1-5	Meso 35 Termo 55	Lodo crudo municipal	50.7-58.8	424-468 mL CH ₄ /g SV alimentados	C.F. -reducción del 98.5-99.6%	Song <i>et al.</i> , 2004
Digestión en serie termofílica (escala real)	44	55.8	Lodo primario	80	0.42 m ³ CH ₄ /kg SV eliminados	C.F. <10 ³ NMP/g ST	Krugel <i>et al.</i> , 1998
Digestión en serie termofílica (escala real)	21	54.6	Mezcla de lodo primario y secundario	60	0.63 m ³ CH ₄ /kg SV eliminados	C.F. <10 ³ NMP/g ST	Krugel <i>et al.</i> , 1998
Una sola fase en termofilia (escala laboratorio)	14-20	55	Lodo activado de desecho	63-74	0.46-0.86 m ³ CH ₄ /kg SV alimentados	C.F. <10 ³ NMP/g ST Huevos de helminto 0.28 HH _{tabes} /g ST	Cabirol <i>et al.</i> , 2002
Una sola fase en termofilia (escala real)	—	55	Lodo crudo municipal	55±10	—	C.F. <10 ³ NMP/g ST Salmonella <0.3 NMP/4g ST Huevos de helminto <1 HH _{tabes} /4g ST	Iranpour <i>et al.</i> , 2002
Una sola fase termofílica (escala laboratorio)	10	55.5	Lodo primario digerido en dos fases mesofilia/mesofilia	43.6	0.26 m ³ CH ₄ /kg SV alimentados 0.59 m ³ CH ₄ /kg SV eliminados	C.F. <10 ³ NMP/g ST	Aitken & Mullennix, 1992

4. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

4.1 Justificación

Actualmente, en nuestro país se cuenta con poca experiencia en los procesos de tratamiento de lodos de desecho; además resulta preocupante el hecho de que estos residuos sean dispuestos en el ambiente sin tratamiento alguno. Lo anterior hace necesaria la búsqueda de nuevas tecnologías de tratamiento que brinden resultados aceptables y que sean competitivas desde el punto de vista económico, sin provocar riesgos para el medio ambiente.

La justificación de este trabajo está encaminada en lograr mayor eficiencia en términos de reducción de patógenos y huevos de helmintos en la digestión anaerobia mesofílica, ya que los digestores anaerobios a escala real construidos en México trabajan a esta temperatura. Se sabe que bajo estas condiciones los parásitos y patógenos no son reducidos de manera significativa como para lograr producir biosólidos de la clase más estricta (clase A), tal como lo señala la *NOM-004-SEMARNAT-2002*, recientemente publicada.

El incorporar un reactor termofílico que realice una predigestión a los actuales trenes de tratamiento mesofílicos de lodos, puede ser una opción para lograr que las instalaciones actuales logren producir un lodo clase A con una inversión razonable. De aplicarse este arreglo, no se tendría que sustituir el proceso mesofílico tradicional, sino complementarlo con un digestor termofílico acidogénico más pequeño. Esto abarataría y facilitaría en gran medida la disposición final del lodo digerido.

La primera etapa termofílica (fase acidogénica) serviría para desinfectar el lodo, reduciendo de manera notable la cantidad de patógenos (coliformes fecales y *salmonella*, principalmente) así como de parásitos (huevos de helmintos), dejando al lodo predigerido, para que en el digestor mesofílico sea completada la conversión de la materia orgánica a metano.

Por otras experiencias se sabe que la aplicación del proceso de estabilización por digestión anaerobia termofílica/mesofílica en dos fases ha dado más ahorro en la operación ya que se reduce el volumen global del proceso.

4.2 Objetivos

4.2.1 Objetivo general

Incrementar la eficiencia en la digestión anaerobia mesofílica mediante una fase acidogénica termofílica (digestión anaerobia termofílica/mesofílica en dos fases) para la estabilización de lodos de desecho, como una opción para la obtención de biosólidos clase A, susceptibles de utilizarse como mejoradores de suelos.

4.2.2 Objetivos específicos

-Evaluar el funcionamiento de la estabilización de lodos de desecho por digestión anaerobia termofílica/mesofílica en dos fases.

-Determinar las características fisicoquímicas y microbiológicas de los biosólidos generados a partir de la digestión anaerobia termofílica/mesofílica en dos fases.

-Comparar la estabilidad y eficiencia entre los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico.

5. METODOLOGÍA

5.1 Descripción de dispositivos

Para el desarrollo de ésta investigación se operaron dos arreglos en dos fases en régimen semicontinuo y mezcla completa; compuestos por un digestor acidogénico termofílico denominado AT (55°C), en forma de columna de 5 L de volumen total y 3.75 L de volumen de tratamiento ($\varnothing=14.5\text{cm}$ y $h=22.7\text{cm}$), el cual representó la primera fase para ambos arreglos, alimentado con lodo combinado (primario y secundario), y cuyo efluente se dividió en dos partes: una se introdujo a un digestor anaerobio metanogénico mesofílico (35°C), denominado MM y la otra en un metanogénico termofílico (55°C), denominado MT (segunda fase), ambos en forma de huevo (debido a que dicha geometría presenta ventajas importantes en cuanto a operación y mantenimiento), con volumen total de 8 L y volumen efectivo de tratamiento de 5 L (**figura 5.1**).

Los lodos de alimentación fueron muestreados en la purga de los sedimentadores primario y secundario de la planta de tratamiento de Coyoacán, operada por Siglo Ambiental Coyoacán S.A. de C.V. en México D.F. El lodo primario se espesó para lograr una concentración de aproximadamente 60 g/L de sólidos totales (ST), mientras que el lodo secundario a una de 40 g ST/L. El volumen de alimentación de AT estuvo compuesto por 56% de lodo primario y 44% de lodo secundario, con lo cual se trató de simular un lodo típico de una planta de tratamiento que cuente con un espesamiento adecuado (**anexo 2**). Cuando el lote de lodos muestreado fue preparado por completo, se almacenó en frío (4°C). Su frecuencia de muestreo y preparación fue de cada 3 semanas.

EL digestor AT se inoculó con el lodo combinado. Para ello antes de alimentarlo, se dejó acondicionar a la temperatura de 55°C durante una semana. Cabe mencionar que el digestor termofílico utilizado como segunda fase ya se encontraba en operación y que el digestor mesofílico se inoculó y arrancó con lodo activado de purga con una concentración de 40 g ST/L aproximadamente. Para realizar un arranque rápido de MM, se añadió una dosis única de FeSO_4 , con objeto de favorecer la reducción del medio a valores de potencial redox (-300 mV) adecuados para el inicio de la metanogénesis (Noyola, 1998), la cual de acuerdo con Macarie & Guyot (1995) puede lograrse con 0.15 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ / g SV. Sin embargo, está dosis se consideró excesiva, por lo que sólo se añadió la mitad directamente al volumen de lodos del digestor, es decir 0.075 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ / g SV.

Para la alimentación se tomó diariamente el volumen necesario (en refrigeración) y se dejó alcanzar la temperatura ambiente antes de ser ingresado al digestor acidogénico AT con el objeto de evitar un choque térmico de la biomasa.

Los digestores metanogénicos MM y MT fueron construidos de fibra de vidrio, mientras que el digestor AT de acrílico. La parte inferior de los digestores

metanogénicos se conectó a una manguera tramada de plástico con diámetro de 2/3", por la que se recicló el lodo a través de una bomba. Se utilizaron bombas peristálticas marca *Masterflex* con una potencia de 1/10 HP, con controlador independiente de 6-600 rpm. Los cabezales de dichas bombas son del tipo de recambio fácil, con ajustador para manguera del número 13 al 18 (1/16 a 3/8"), con un rotor de acero inoxidable y capacidad de trabajo en continuo de presión máxima de 1.7 bar. La purga y alimentación de AT también se realizó con el mismo tipo de bomba (**figura 5.1**).

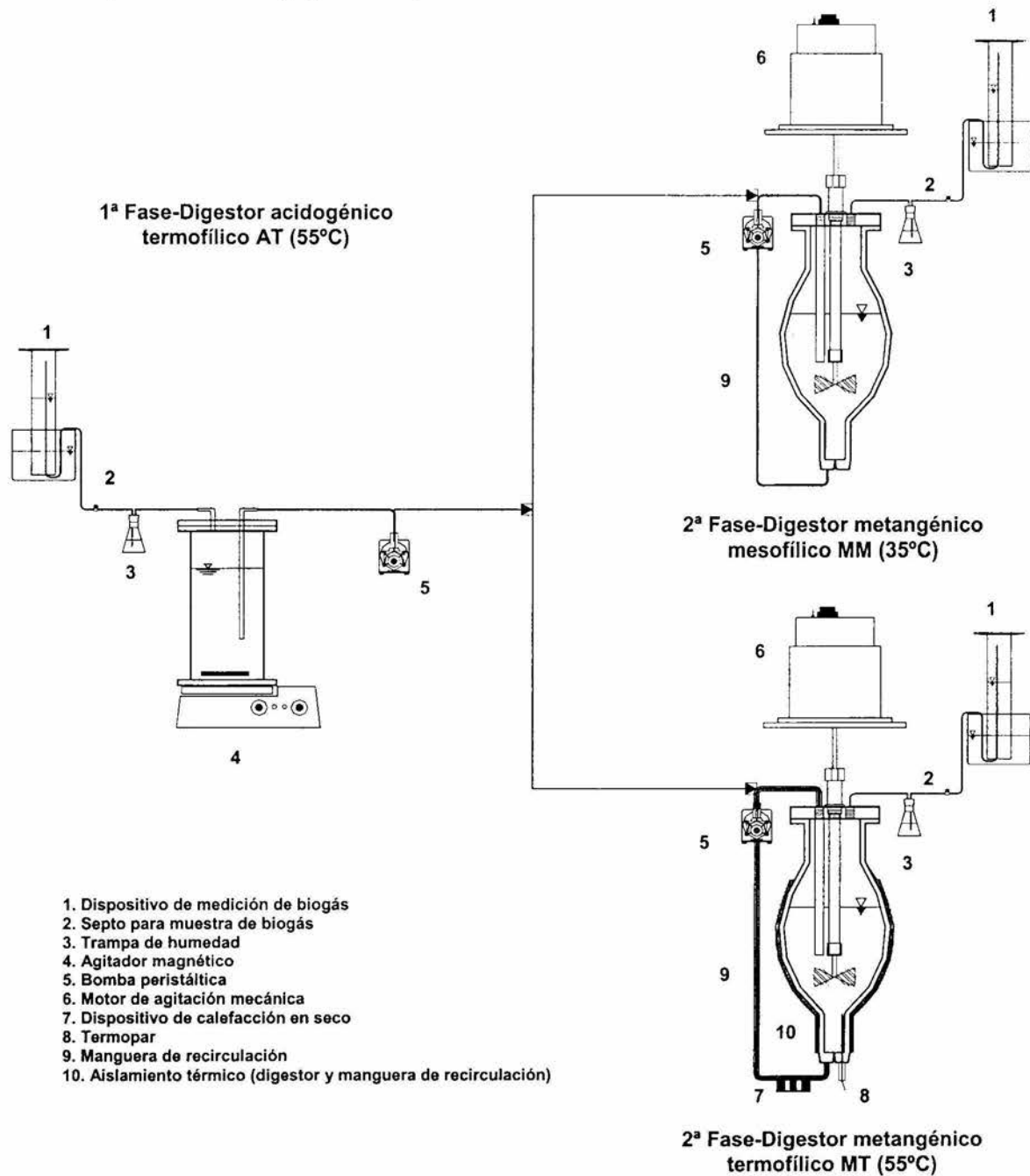


Figura 5.1 Arreglo de digestores anaerobios en dos fases termofílico/mesofílico (AT-MM) y termofílico/termofílico (AT-MT)

El mezclado mecánico de los digestores metanogénicos se realizó por medio de agitadores tipo propela de acero inoxidable de diámetro 5/16" situados dentro de un tubo de alineación y accionados por medio de un motor sobre la cubierta de los digestores el cual posee una potencia de 1/12 HP, a una velocidad de 100 rpm. Por su parte, el digestor AT se mezcló mediante un agitador magnético.

Para cumplir los requerimientos caloríficos, el digestor AT se colocó dentro de una incubadora a 55°C y los digestores metanogénicos fueron colocados en un cuarto con temperatura controlada (35°C \pm 3); a su vez, el digestor termofílico MT contó con un sistema de calefacción en seco con controlador electrónico autoajustable a posibles cambios de temperatura desarrollado específicamente para este estudio. La línea de recirculación de lodo pasaba a través de este sistema donde se le transmitía el calor necesario para alcanzar los 55°C (\pm 1). Con la finalidad de evitar pérdidas caloríficas en el digestor MT, éste se encontró aislado con un chaleco térmico hecho de algodón y fibra de vidrio, así mismo sus mangueras de recirculación fueron cubiertas con un aislante térmico de poliestireno. La temperatura del digestor MT fue monitoreada mediante un sensor de temperatura (termopar) colocado en su interior por la parte inferior, conectado a un termómetro electrónico.

La medición del biogás se efectuó en una probeta invertida en un recipiente con agua, en la cual el volumen de agua desplazado corresponde al volumen de biogás generado diariamente. Este sistema estaba precedido por una trampa de humedad y un septo de hule para la toma de muestra de biogás, con la finalidad de conocer su composición por cromatografía de gases.

5.2 Condiciones de operación

La **tabla 5.1** muestra las condiciones de operación caracterizadas de dos periodos estables para ambos arreglos (y uno más únicamente para AT), con la finalidad de comparar el comportamiento a dos diferentes TRH en la primera y segundas fases (fase metanogénica) para ambas temperaturas, siguiendo como parámetro de control de operación la relación de alcalinidades (valor α), el pH y alcalinidad. Cabe señalar que el valor de la carga orgánica fue consecuencia del TRH y de la concentración de los lodos establecidos para este estudio.

Tabla 5.1 Condiciones de operación para los arreglos en dos fases con base en el TRH

Fase	Digestor	Primer periodo de caracterización	Segundo periodo de caracterización	Tercer periodo de caracterización
		TRH (días)		
Acidogénica	AT	3	3	2
Metanogénica	MM	13	10	-
Metanogénica	MT	13	10	-

Además se añadió la actividad metanogénica específica (en la segunda caracterización de los arreglos en dos fases), la cual permitió monitorear la evolución metabólica de las bacterias del lodo, midiendo la capacidad de las bacterias para el consumo de diferentes sustratos (ácido acético y propiónico) y su transformación a biogás (CH_4 y CO_2). La técnica analítica se muestra en el **anexo 1**. En la **figura 5.2** se muestra el diagrama de flujo de la metodología empleada.

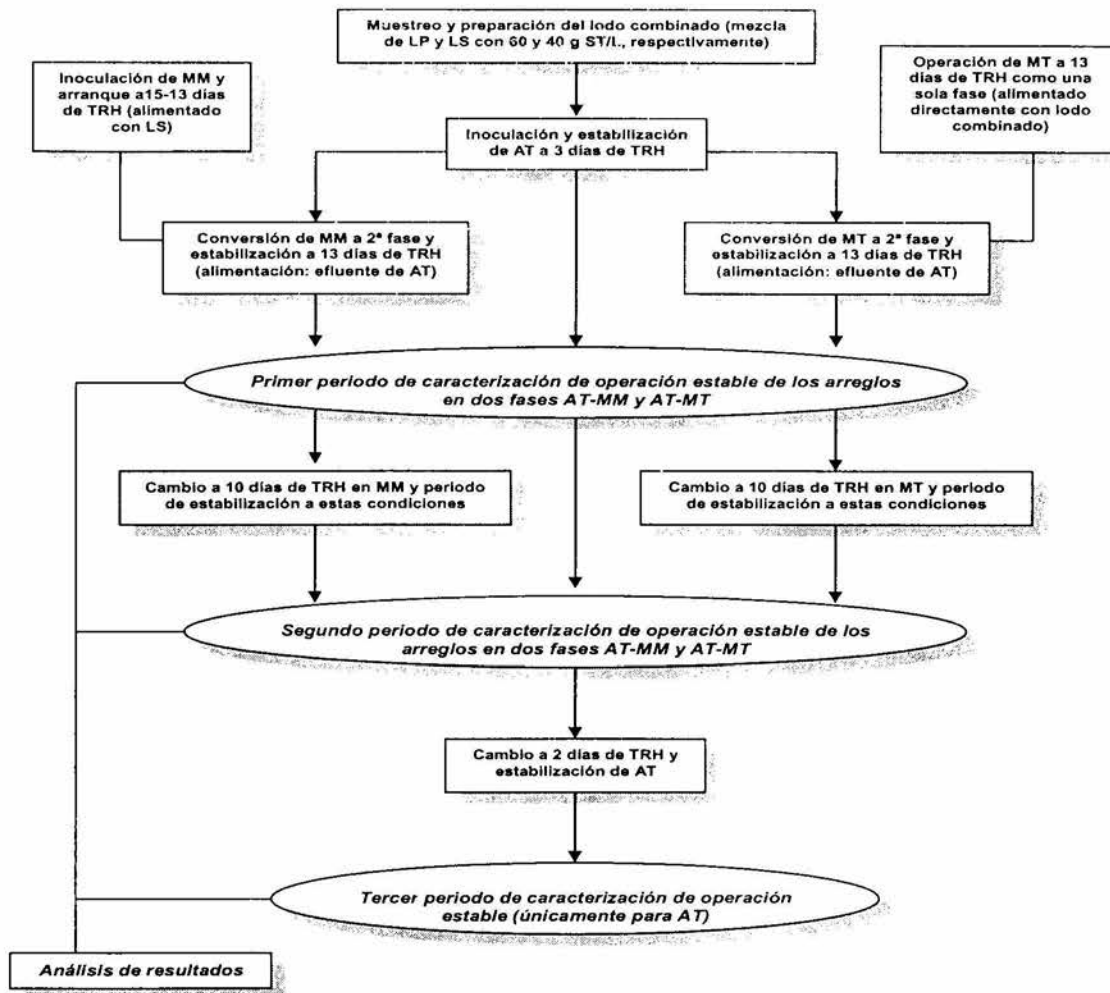


Figura 5.2 Diagrama de flujo de la metodología

5.3 Técnicas analíticas

En la evaluación del funcionamiento de los digestores para cada periodo de operación estable se emplearon métodos estandarizados (APHA, AWWA, WPCF, 1989). Los análisis realizados por métodos no normalizados se describen en el **anexo 1**.

Los parámetros analizados, la técnica empleada y su frecuencia de medición para ambos arreglos son indicados en la **tabla 5.2**.

Tabla 5.2 Parámetros analizados durante el monitoreo del funcionamiento de los digestores anaerobios en dos fases

Parámetro	Técnica	Frecuencia
Sólidos totales (ST; mg/L) Sólidos volátiles (SV; mg/L) Sólidos fijos (SF; mg/L)	SM	Tres veces por semana
pH (unidades de pH)	Potenciómetro	Diario
Temperatura (T; °C)	Termómetro	Diario
Alcalinidad (Alc; mg CaCO ₃ /L)	SM	Diario
Relación de alcalinidades (α ; adim.)	CBPA-II	Diario
Ácidos grasos volátiles (AGV; mg/L)	Cromatografía de gases	Tres veces por semana
Coliformes fecales (NMP/g ST)	NOM-004-SEMARNAT-2002	Etapas estable
<i>Salmonella</i> (NMP/g ST)	NOM-004-SEMARNAT-2002	Etapas estable
Huevos de helmintos (HH/g ST)	NOM-004-SEMARNAT-2002	Etapas estable
Actividad metanógena específica (g CH ₄ -DQO/g SSV·d)	CBPA-II	Etapas estable
DQO soluble (mg/L)	SM	Etapas estable
Producción de biogás	Probeta invertida	Diario
Composición de biogás	Cromatografía de gases	Tres veces por semana
Potencial redox (ORP, mV)	Potenciómetro con electrodo Ag /AgCl	Diario (durante arranque de MM)

SM Técnica normalizada en APHA (1989).

CBPA-II Procedimiento adaptado por la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM

La medición del pH se realizó con un potenciómetro modelo PHI 50 marca Beckman. La lectura del potencial redox se realizó con un electrodo de platino y referencia de Ag/AgCl modelo Orbipac WCPF 81/82 marca Endress+Hauser, cuya lectura directa fue corregida con respecto al electrodo de hidrógeno, al sumarle la diferencia de potencial en mV, la cual está dada por la siguiente expresión: $223.59 - 1.0062 \cdot T$; donde T es la temperatura en °C (Macarie & Guyot, 1995). Por otro lado, la eliminación de microorganismos patógenos y parásitos, fue evaluada a partir de la determinación del número de coliformes fecales, *salmonella* y huevos de helmintos contenidos tanto en el lodo influente como los efluentes de AT, MM y MT, de acuerdo con la *NOM-004-SEMARNAT-2002*. Se cuantificó la cantidad de CH₄ y CO₂ con un cromatógrafo de gases SRI modelo 8610-00 con columna Porapak Q y la concentración de AGV en un cromatógrafo SRI modelo 8610-10 con columna de sílice fundida (Alltech EC-1000). Por su parte, el análisis del contenido de metales pesados, se determinó por medio de un espectrómetro de emisión de plasma utilizando el método EPA6010B, a dos muestras diferentes del influente y cada uno de los efluentes de los sistemas en dos fases. La lectura de H₂S se realizó por medio de una bomba de pistón portátil para detección de gas Sensidyne modelo AP-1S con tubos No. 120SF; la muestra se tomó del septo de hule y el resultado fue dado en ppm. Por otro lado, la separación de la muestra para el análisis de DQO soluble se realizó con una centrifuga marca IEC modelo HNS-II a 2500 rpm durante 15 minutos, posteriormente para evitar al máximo la presencia de material suspendido, el sobrenadante se pasó por un filtro de microfibras de vidrio Whatman GF/A, con Ø de 55mm Cat No 1820 055.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las gráficas y tablas de resultados, muestran la variación del funcionamiento de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico durante los periodos de estabilización y de operación estable, de acuerdo con las condiciones señaladas en la **tabla 5.1**, a través del análisis de diversos parámetros en el influente y en los efluentes de los digestores AT, MM y MT. Los valores numéricos se muestran en el **anexo 3**.

6.1 Influyente

El lodo de alimentación consistió en una mezcla de lodo primario (60 g ST/L) y secundario (40 g ST/L), cuyas principales características por separado, se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 6.1 Características en los lodos primario y secundario ya concentrados

<i>Característica</i>	<i>Lodo primario</i>	<i>Lodo secundario</i>
Sólidos totales (g/L)	60.9±3.7	42.7±1.24
Sólidos fijos (g/L)	25.8±4.9	11.7±1.58
Sólidos volátiles (g/L)	35.1±3.1	31.0±0.80
Porcentaje de sólidos volátiles (%SV/ST)	58±6	73±3

El porcentaje de volátiles en el lodo primario es bajo, comparado con el utilizado por Vandenburg & Ellis (2002) que varió de 73-81 %, y con el que generalmente poseen los lodos de desecho de 70-80 % (Winkler, 1994; Metcalf & Eddy, 1991). Lo anterior puede deberse a un funcionamiento inadecuado en los desarenadores de la planta, por lo que estuvo presente una cantidad importante de materia inorgánica (principalmente arenas) que debió ser retirada en el pretratamiento, y que redujo el porcentaje de sólidos volátiles en el lodo.

Tabla 6.2 Parámetros de interés en el lodo combinado de alimentación

<i>Parámetro</i>	<i>Valor promedio</i>
pH	6.42±0.22
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	3072±512
DQO _s (mg/L)	6213±1262
Ácido acético (mg/L)	1065±309
Ácido propiónico (mg/L)	785±222
Ácido butírico (mg/L)	387±168
Sólidos totales (g/L)	49.2±1.9
Sólidos volátiles (g/L)	18.9±1.7
Sólidos fijos (g/L)	30.3±2.2
Porcentaje de sólidos volátiles (%SV/ST)	62±3
Coliformes fecales (NMP/g ST)	10 ⁵ -10 ⁸
<i>Salmonella</i> (NMP/g ST)	10 ¹ -10 ⁴
Huevos de helmintos (HH/g ST)	49 (28% viables)

Los parámetros promedio de interés calculados en el lodo combinado de alimentación durante toda la operación de los arreglos en dos fases (220 días) se muestran en la **tabla 6.2**.

El espesamiento de lodos es un paso muy importante, ya que se puede incrementar la capacidad de un sistema de digestión existente, así como reducir los costos asociados a la construcción de uno nuevo. Con base en lo anterior, el contenido de ST manejado en este estudio es adecuado (49.2 ± 1.9 g/L), considerando que la mayoría de plantas de tratamiento de aguas residuales de los Estados Unidos alimentan sus digestores con lodos espesados al 5% o más (Vandenburgh & Ellis, 2002). Algunas otras características son comparables con las reportadas en literatura, ya que Han *et al.* (1997) utilizó como sustrato una mezcla de LP y LS (proporción 1:1) con un contenido de sólidos de 4 % y un pH de 5-6.5; además Song *et al.* (2004) trabajó con un lodo de desecho con pH de 6.93 ± 0.3 , alcalinidad de 2446 ± 7.78 mg CaCO_3/L , DQO_5 de 6.45 ± 1.5 g/L y SV de 25.08 ± 7.78 g/L; por su parte, Li *et al.* (1997) reportó una DQO_5 de 8.05 g/L en un lodo crudo concentrado a 50 g/L, así como concentraciones de ácidos acético, propiónico y butírico de 1800, 2300 y 560 mg/L respectivamente, las cuales son mayores que las presentadas en este estudio. En lo referente a microorganismos patógenos y parásitos, el número de CF es similar al reportado por Cheunbarn & Pagilla (2000) de 10^8 NMP/g ST para un lodo combinado. Por su parte la *salmonella* tiene un intervalo más amplio que el señalado por Carrington (2001) como típico para un lodo sin tratar, que va de 10^2 a 10^3 NMP/g ST; en el caso de HH estos se encuentran dentro del muy amplio intervalo que señala el mismo autor, el cual va de 5 a 1000 HH/g ST (**tabla 3.2**).

El porcentaje de sólidos volátiles respecto a los totales se muestra en la **figura 6.1**. Puede observarse que en la parte final del estudio aumenta dicho porcentaje, lo cual posiblemente se debió, a un ligero incremento de la fracción volátil del lodo primario, principalmente.

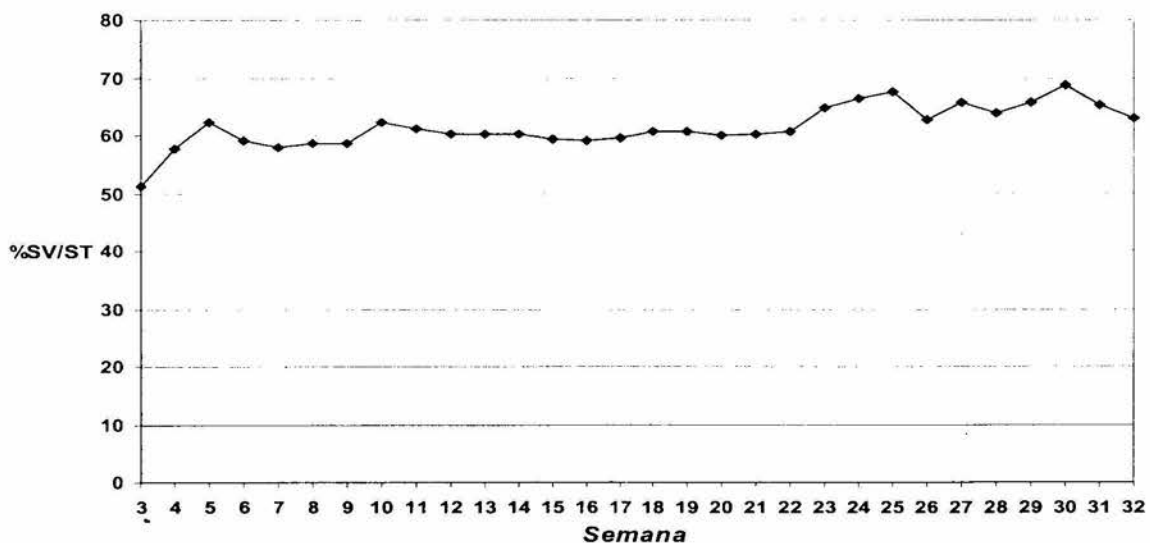


Figura 6.1 Porcentaje de SV con respecto a los ST en el lodo combinado de alimentación

En ese sentido, el %SV/ST fue bajo en comparación con Cheunbarn & Pagilla (2000), los cuales manejaron una mezcla de lodos primario y secundario (concentrado al 3-5%) con un porcentaje de volátiles de 70-80%; sin embargo, de acuerdo a la figura anterior, al final del estudio se presentaron valores cercanos al mínimo del intervalo señalado por estos autores.

6.2 Primera fase: Digestor acidogénico termofílico AT

6.2.1 pH y relación de alcalinidades (α)

El digestor AT operó a un TRH de 3 días durante 195 días de la investigación, y el resto (25 días) a TRH de 2 días. En la **figura 6.2** se muestra la variación del pH a lo largo de su operación; durante los primeros 100 días de operación los valores son ligeramente ácidos, incluso algunos cercanos a la neutralidad, aunque para la primera caracterización disminuyeron a un valor promedio de 6.52 ± 0.08 , pero a pesar de esto, nunca se encontraron dentro del intervalo señalado por la literatura para digestores acidogénicos que va de 5 a 6 (Droste, 1997). Para la segunda caracterización el valor promedio disminuyó a 6.34 ± 0.09 , valor que aún se encuentra fuera del intervalo reportado. Lo anterior puede deberse a que la presencia de la reacción de metanogénesis al parecer influyó en el valor del pH ya que colaboró con la capacidad amortiguadora del sistema. En efecto, el contenido de CH_4 en el biogás producido en estas etapas fue de 25 ± 2 y $28 \pm 1\%$ para la primera y segunda caracterizaciones respectivamente con producciones medias de biogás 1511 ± 97 y 1684 ± 37 mL/d a TPN.

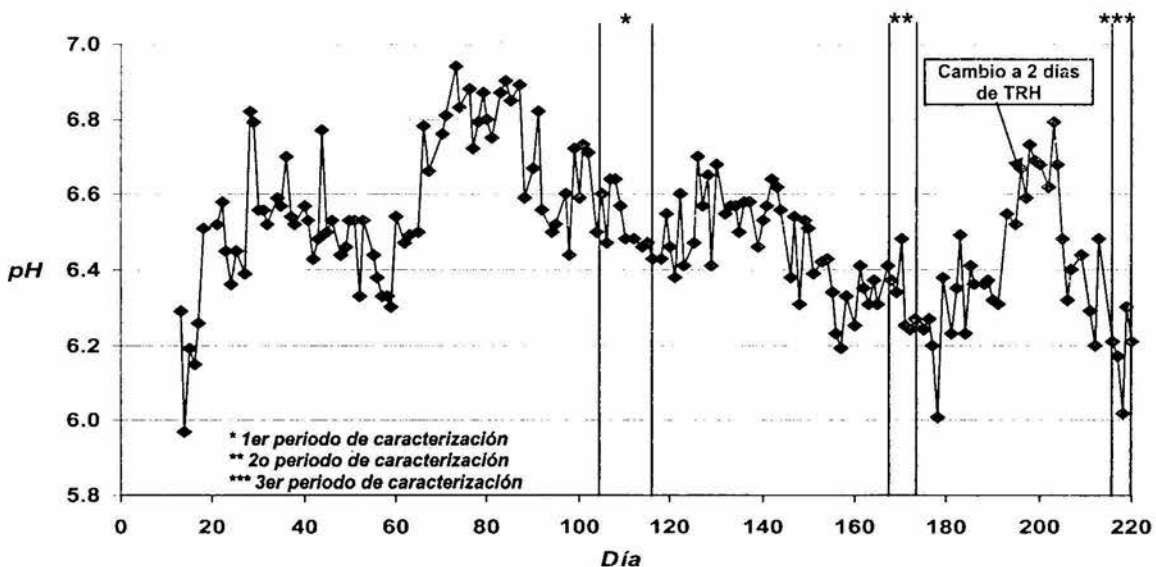


Figura 6.2 pH durante la operación del digestor AT

Demirel & Orhan (2002) recomiendan que un pH de 5.7-6.0 en un reactor ácido proporciona estabilidad y un sustrato más favorable para la segunda fase. Mientras que Elefsiniotis & Oldham (1994) reportaron que un pH de 5.9-6.2 afecta la acidogénesis de un sustrato complejo como el lodo primario, en términos de

producción de AGV y solubilización de DQO. Por su parte, Kissalita *et al.* (1989; citado por Demirel & Orhan, 2002) observaron que la presencia de las metanógenas hidrogenofílicas afectan la conversión del butirato a acetato en la acidogénesis.

Sin embargo, la relación de alcalinidades (**figura 6.3**) muestra que el digestor sí estaba acidificado, ya que la mayoría de los valores son inferiores a 0.25, el cual para un digestor metanogénico indicaría la falla total (Noyola, 1994). Para la primera caracterización el promedio fue de 0.192 ± 0.03 y ligeramente menor para la segunda con un valor de 0.162 ± 0.03 . Con base en lo anterior, la acidificación parcial que ocurrió (relación AGV:DQO_S, 32-36%) estuvo dentro de la recomendada por Yan *et al.* (2003), la cual va del 20 al 50% de la materia orgánica susceptible de convertirse en AGV.

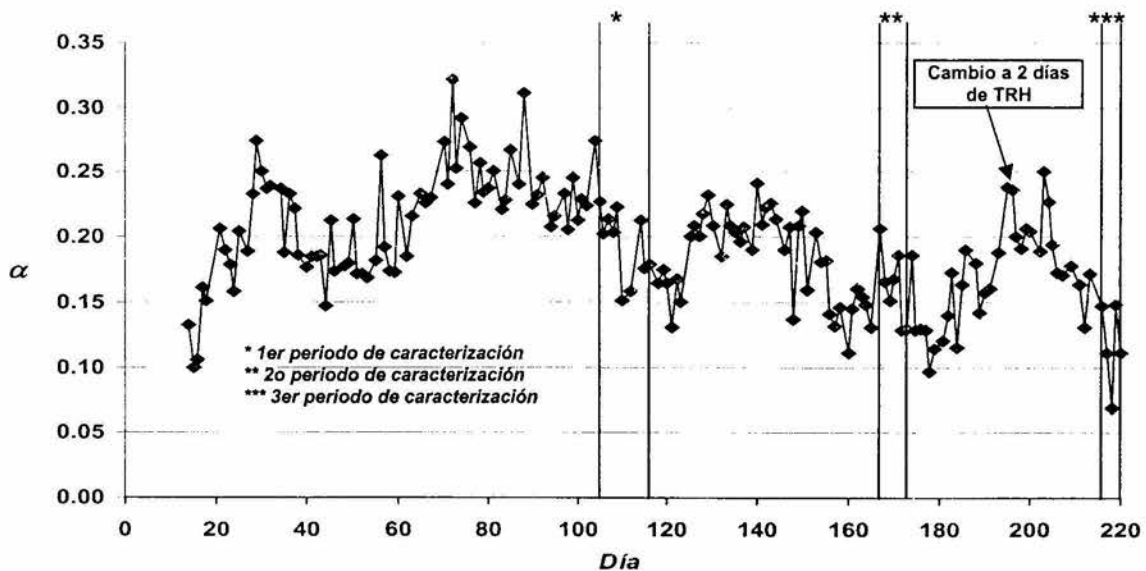


Figura 6.3 Relación de alcalinidades (α) durante la operación del digestor AT

En este sentido, con la finalidad de que el grado de acidificación fuera mayor, se redujo el TRH, con lo cual podría aumentar la concentración de AGV, disminuir el pH y con ello incrementar la actividad de las bacterias acidógenas, limitando así la presencia de las metanógenas.

Al reducir el TRH en la primera fase, se consideró la posibilidad de que los huevos de helmintos pudieran ya no ser inactivados al limitar su tiempo de exposición a la temperatura de 55°C , hecho que afectaría en gran medida al arreglo en dos fases termofílico/mesofílico, en términos de reducción de parásitos principalmente. Sin embargo, en principio una disminución de TRH, no afectaría la destrucción de los coliformes fecales, ya que de acuerdo a Krugel, *et al.* (1998) sólo bastan 6 horas de exposición a la temperatura de 55°C para que se obtenga la destrucción completa de patógenos en lodos estabilizados por vía anaerobia. Con base en lo anterior, se realizó el cambio ya que si arrojaba resultados similares a los obtenidos al TRH de 3 días, la opción de operar a 2 días sería mejor, debido a que

el volumen del reactor sería menor, lo que se traduce en menores costos de construcción y operación a escala real.

En las figuras anteriores se muestra que efectivamente el pH y la relación de alcalinidades disminuyeron a 6.18 ± 0.1 y 0.117 ± 0.03 respectivamente, al reducir el TRH a 2 días de operación, sin embargo la concentración de AGV no sufrió incremento, siendo muy similar a las obtenidas operando a TRH de 3 días (**tablas 6.4 y 6.5**), aspecto en el cual se profundizará más adelante.

Por otro lado, el contenido de microorganismos patógenos y parásitos en el efluente del reactor acidogénico, es un aspecto que se abordará más adelante.

6.3 Primera caracterización de operación estable

6.3.1 Arranque y conversión a segundas fases de los digestores MM y MT

Una vez que el digestor MM fue inoculado con lodo activado (*día 21* en las **figuras 6.4 y 6.5**), se dejó acondicionar a la temperatura de 35°C , y fue alimentado con el mismo lodo activado, para posteriormente añadirle una dosis de $0.075 \text{ g FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} / \text{g SV}$ (Macarie & Guyot, 1995) con objeto de reducir el potencial redox a valores menores a -300 mV , que son convenientes para el inicio de la metanogénesis (Noyola, 1998b). Con lo anterior se observó una respuesta casi inmediata y favorable, logrando disminuir el potencial redox a un promedio de $-284 \pm 6 \text{ mV}$ (valor corregido al electrodo de referencia de hidrógeno), el cual es cercano al señalado por la literatura. El lodo activado de inóculo tuvo un pH promedio de 6.74, una relación SV/ST del 71%, así como concentraciones de 822, 289 y 267 mg/L de acético, propiónico y butírico, respectivamente. Por otro lado, como ya se mencionó anteriormente, el digestor MT ya se encontraba en operación, y estaba siendo alimentado directamente con la mezcla de lodos primario y secundario, que posteriormente sería la alimentación de la primera fase acidogénica.

En la **tabla 6.3** se presentan algunos parámetros de interés durante el arranque del digestor MM y del digestor MT antes de ser convertidos en segundas fases, destacando que el pH del digestor mesofílico se encuentra dentro del intervalo señalado como óptimo que va de 6.8 a 7.4 (Malina & Pohland, 1992) mientras que para el digestor termofílico el pH es ligeramente superior al máximo; además el valor α es superior a 0.5 en ambos digestores, lo cual es adecuado para un arranque (en el caso de MM), indicando que la carga orgánica suministrada es aceptable (Noyola, 1994).

El TRH con el que se inicio la operación de MM fue de 15 días, el cual posteriormente fue disminuido a 13 días (*día 35*), con el objeto de compararlo con la segunda fase metanogénica termofílica MT. Para este último digestor, en la **tabla 6.3** se presenta la concentración de propiónico, cuyo valor es de 1534 mg/L la cual es mayor a la del influente combinado (357 mg/L) por lo que se acumuló,

confirmando esta desventaja que presentan los digestores de lodos que trabajan bajo temperaturas de termofilia (Kim *et al.*, 2002).

El arranque de MM puede considerarse rápido (en tres semanas se obtuvieron parámetros de operación adecuados), tomando en cuenta que se realizó con lodo proveniente de un sistema aerobio (lodos activados) y a un TRH relativamente bajo (15 días), el cual fue reducido a 13 días, después de las dos primeras semanas de operación, para así ser convertido a la segunda fase metanogénica mesofílica pasados 21 días de operación, ya que Vandenburg & Ellis (2002) inocularon una segunda fase mesofílica con lodo proveniente de otro sistema en dos fases de temperatura (termofílico/mesofílico) que fue alimentado con lodo primario, y les llevó 2 meses alcanzar parámetros adecuados de operación a un TRH de 28 días. Para el caso de MT, los parámetros en general también indican una operación aceptable.

Tabla 6.3 Parámetros de interés durante el arranque del digestor MM y en la operación de MT antes de ser convertidos en segundas fases

Parámetro	MM	MT
TRH (d)	15-13	13
Temperatura (°C)	35	55
pH	7.22±0.25	7.66±0.11
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	3403±639	5480±192
Potencial redox ORP (mV)	-284±6	-
Relación de alcalinidades Alc 5.75/Alc 4.3 (α)	0.534±0.09	0.582±0.06
Biogás TPN (mL/d)	2056±488	2529±665
CH ₄ (%)	57±11	60±5
Carga orgánica influente (kg SV/m ³ ·d)	2.4	2.2
RSV (%)	22	29
m ³ CH ₄ TPN/ kg SV eliminado	0.20	0.46
Ácido acético (mg/L)	1112	940
Ácido propiónico (mg/L)	1019	1534
Ácido butírico (mg/L)	259	94

TPN: temperatura 0°C y presión de 1 atm

La conversión del digestor termofílico MT a segunda fase se realizó el *día 16* de operación. Por su parte, una vez que se consideró que el digestor MM ya había desarrollado un adecuado consorcio bacteriano anaerobio, mediante el monitoreo de sus parámetros, se procedió a alimentarlo con el efluente de la primera fase (*día 43*).

6.3.2 Segunda fase: Digestor metanogénico mesofílico MM (TRH de 13 días)

6.3.2.1 pH y relación de alcalinidades (α)

Durante el periodo de estabilización de MM, el pH se encontró dentro de un intervalo de 6.74 a 7.88, mientras que el valor promedio en la etapa de operación estable fue de 7.68±0.13 (**figura 6.4**), valor que se encuentra cercano al máximo

del intervalo señalado como óptimo de operación para un proceso anaerobio que va de 6.8 a 7.2 (Malina & Pohland, 1992). En un estudio con lodo combinado, Cheurbarn & Pagilla (2000), operaron un sistema en dos fases termofílico/mesofílico y tuvieron un pH de 7.3-7.4 en la con un TRH de 14 días. En ese sentido, Vandenburg & Ellis (2002) reportan un pH de 7.3-7.5 en la segunda fase con un TRH de 12.6 días, de un sistema termofílico/mesofílico.

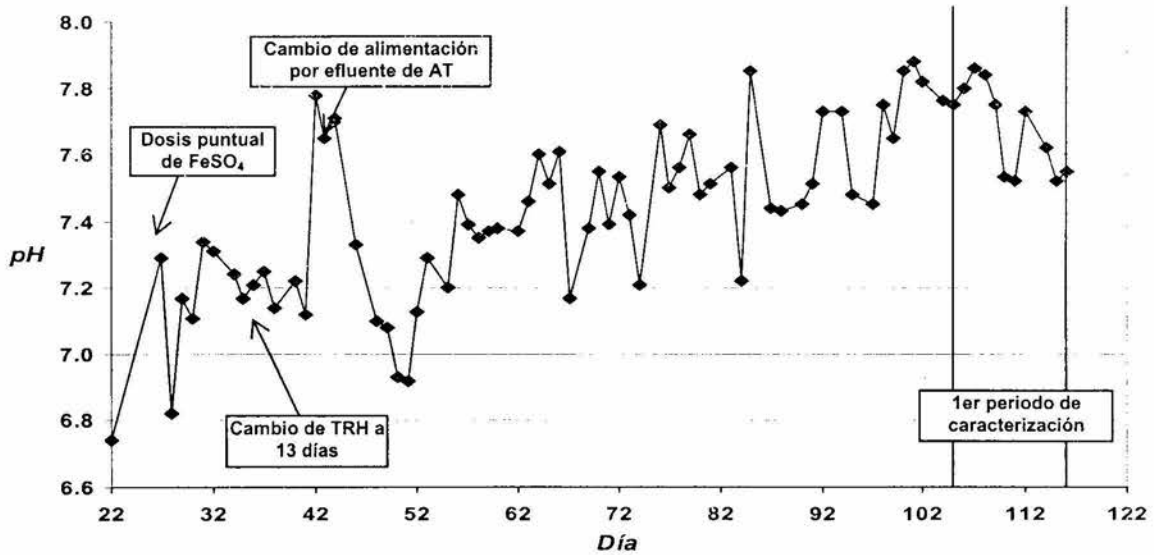


Figura 6.4 pH durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MM

La relación de alcalinidades (α) presentó un valor promedio para la etapa estable de 0.504 ± 0.04 (Figura 6.5).

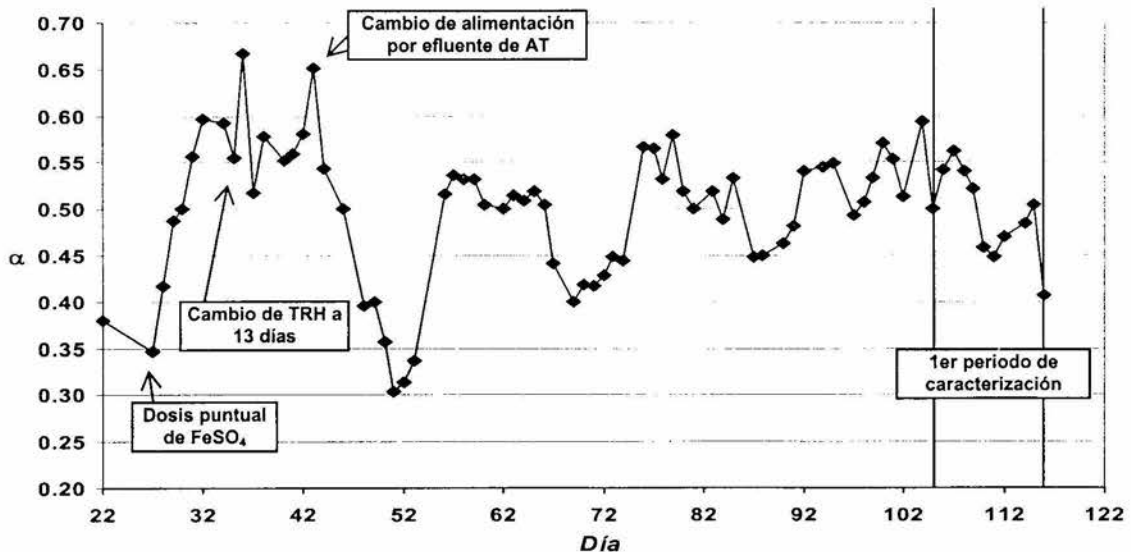


Figura 6.5 Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MM

En las figuras anteriores se observa que el digestor resintió el cambio de alimentación cuando se ingresó el efluente de la primera fase acidogénica termofílica AT, ya que tanto el pH como la relación de alcalinidades decrecieron inmediatamente; sin embargo, logró recuperarse en aproximadamente una semana, puesto que para el caso del α se alcanzaron nuevamente valores cercanos, y en ocasiones superiores, al valor de 0.5, que si bien está por debajo del valor señalado como óptimo de 0.6, sí es adecuado, e indica que la carga orgánica suministrada al sistema es aceptable (Noyola, 1994).

6.3.3 Segunda fase: Digestor metanogénico termofílico MT (TRH de 13 días)

6.3.3.1 pH y relación de alcalinidades (α)

El digestor MT tuvo un comportamiento aproximadamente constante en cuanto a pH (figura 6.6), el cual presentó un valor promedio durante la primera etapa de caracterización de 7.76 ± 0.09 ; sin embargo en la relación de alcalinidades (figura 6.7) sufrió un descenso a valores menores a 0.5, casi inmediatamente después de ingresarle el efluente de la primera fase (día 16).

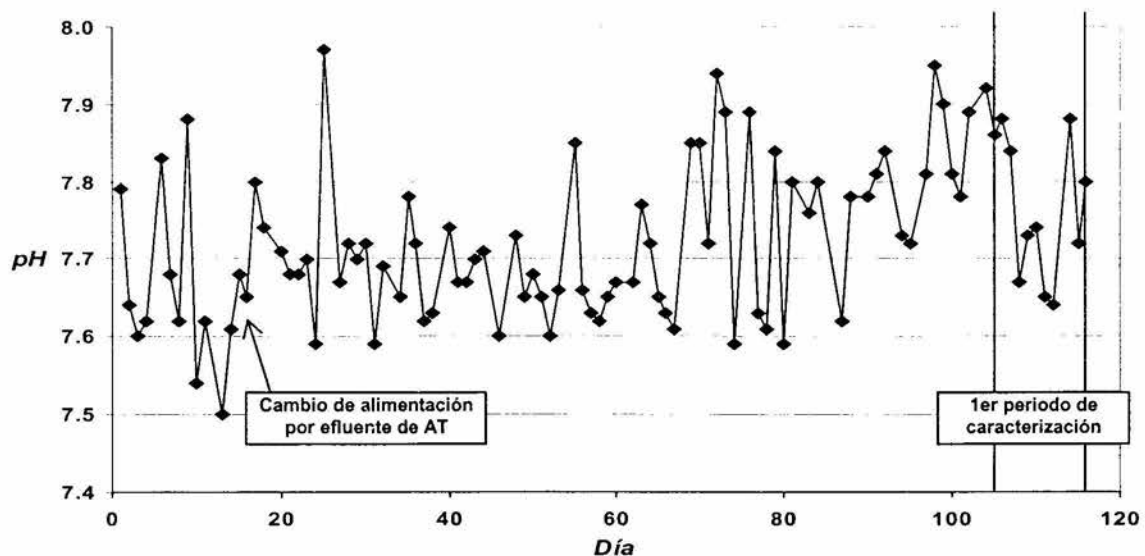


Figura 6.6 pH durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MT

A pesar de lo anterior, el consorcio bacteriano pudo adaptarse a esta nueva alimentación, puesto que en el transcurso de los días, se situó en valores cercanos a 0.5, encontrando su estabilidad a estas condiciones en un valor de 0.444 ± 0.02 , el cual es menor si se compara con el digestor MM; se puede establecer, en cierto grado, que la biomasa sí aceptó la carga orgánica que ingresaba al digestor.

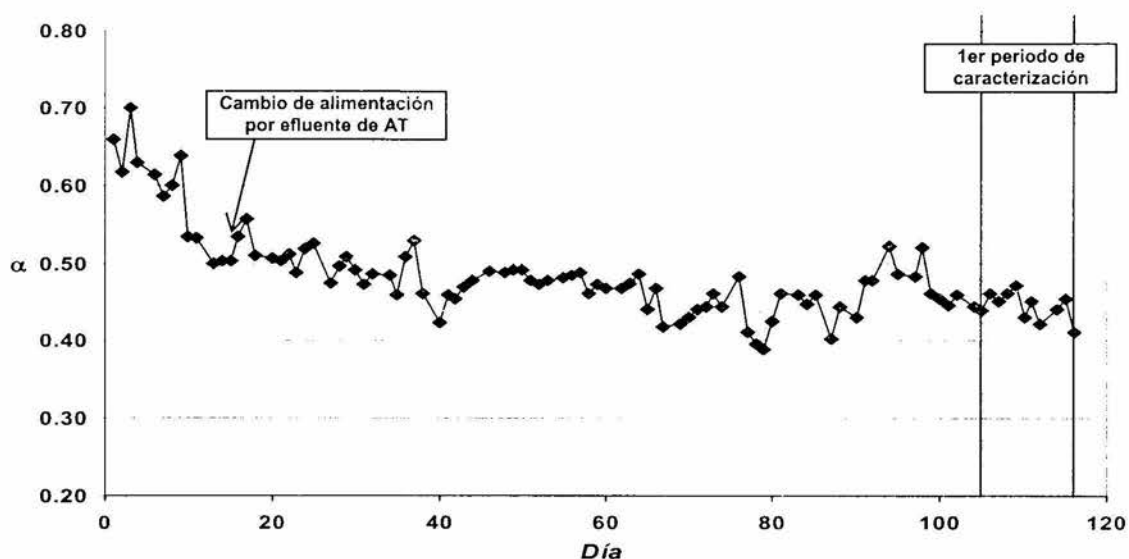


Figura 6.7 Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y primera caracterización del periodo de operación estable del digestor MT

Kim *et al.* (2002) operaron un sistema en dos fases termofílico/termofílico, el cual fue alimentado con “comida para perro”, sustrato seleccionado por sus supuestas similitudes con el lodo primario, ya que poseía un %SV/ST de 90%, además de los micro y macronutrientes necesarios para el crecimiento animal. De este estudio reportaron un pH cercano a 7.0 en la segunda fase a 18 días de TRH.

El pH es alto si se compara con el máximo del intervalo señalado en la literatura como óptimo, el cual va de 6.8 a 7.2 (Malina & Pohland, 1992); sin embargo, tal como se mostrará más adelante, existió una acumulación de ácido propiónico (tabla 6.4 y figuras 6.8, 6.9 y 6.10), debido a una probable inhibición en su conversión, lo que explica el relativamente bajo valor de α . Contrario a lo anterior, el ácido acético y el butírico en menor medida, no se acumularon, por lo que es posible que debido a esto no haya disminuido el valor del pH (Gujer & Zehnder, 1983).

Cabe señalar, que la digestión anaerobia en dos fases termofílica/termofílica no es un caso de estudio en el que se haya profundizado, debido a que este arreglo no evita las desventajas de la digestión termofílica de una sola fase, como son las altas concentraciones de AGV (especialmente propiónico), malos olores y que cambios en la temperatura y aumentos inesperados de carga orgánica pueden conducir al proceso a la falla (Han & Dague, 1997; Kim *et al.*, 2002). A pesar de lo anterior, surgió un concepto denominado *digestión anaerobia termofílica extendida*; tecnología que de acuerdo con Krugel *et al.* (1998) puede mejorar la reducción de microorganismos patógenos, si un digestor termofílico es seguido en serie por otros digestores de menor tamaño a TRH más bajos, ya que con esto se aumenta la permanencia de los coliformes fecales en el sistema a la temperatura de 55°C, acercando el TRH al valor teórico, evitando el efecto de un eventual mezclado incompleto dentro del digestor termofílico principal.

6.3.4 Arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico

6.3.4.1 Ácidos grasos volátiles y demanda química de oxígeno soluble

En la **figura 6.8** se muestra el incremento de concentración de ácido acético que experimentó el lodo combinado al ingresar al digestor acidogénico AT, cuyo valor promedio en la etapa estable fue de 2561 ± 277 mg/L, lo que representó un aumento del 43% respecto a la concentración del influente (1453 ± 201 mg/L).

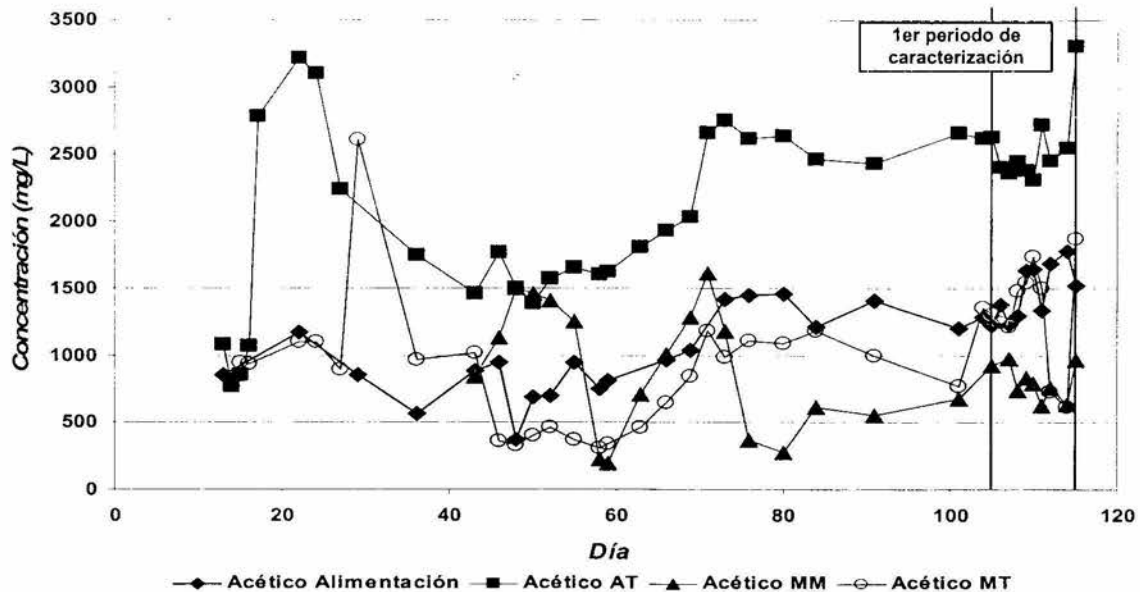


Figura 6.8 Variación del ácido acético durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico

Las segundas fases metanogénicas redujeron notablemente la concentración de ácido acético proveniente de la primera fase, a valores incluso menores que en la alimentación; en el efluente del digestor MM se obtuvo un valor promedio de 805 ± 131 mg/L y para MT de 1325 ± 380 mg/L. Si bien para este último, la concentración efluente fue mayor debido a una menor asimilación, se considera una regular degradación del compuesto.

Respecto al ácido propiónico (**figura 6.9**), se observa que también sufrió un incremento en la primera fase. Por su parte, el digestor MM no realizó una degradación de propiónico tan constante como en el caso del acético; sin embargo existieron ocasiones en las cuales fue degradado casi por completo, alcanzando un valor promedio en el periodo de caracterización de 644 ± 269 mg/L. Por otro lado, el digestor MT tuvo problemas para degradar el ácido propiónico, ya que hubo acumulación de este producto; de hecho no existió prácticamente ninguna diferencia entre la concentración del efluente de MT (1615 ± 87 mg/L) y el de la primera fase (1569 ± 146 mg/L).

En principio se esperaría que las tasas de conversión de propiónico a temperaturas altas fueran mayores, debido a la mayor actividad bacteriana y al aumento en los coeficientes y gradientes de difusión (de Bok *et al.*, 2004). Lo anterior, según de Bok *et al.* (2004), puede atribuirse a la distancia de difusión entre las bacterias sintróficas, la cual debe ser lo suficientemente pequeña para permitir una transferencia eficiente del acarreador de electrones entre las especies (H_2); y es por esto que en los reactores que contienen lodo granular (alta densidad celular y una distancia corta entre bacterias) se obtienen altas producciones de metano. Sin embargo, van Lier (1996) sugiere que para una degradación eficiente del propiónico, aparte de bajas concentraciones de H_2 , son necesarias también bajas concentraciones de acético.

Es evidente que la relación sintrófica entre las bacterias CHPA y las metanogénicas hidrogenifílicas no estaba funcionando adecuadamente.

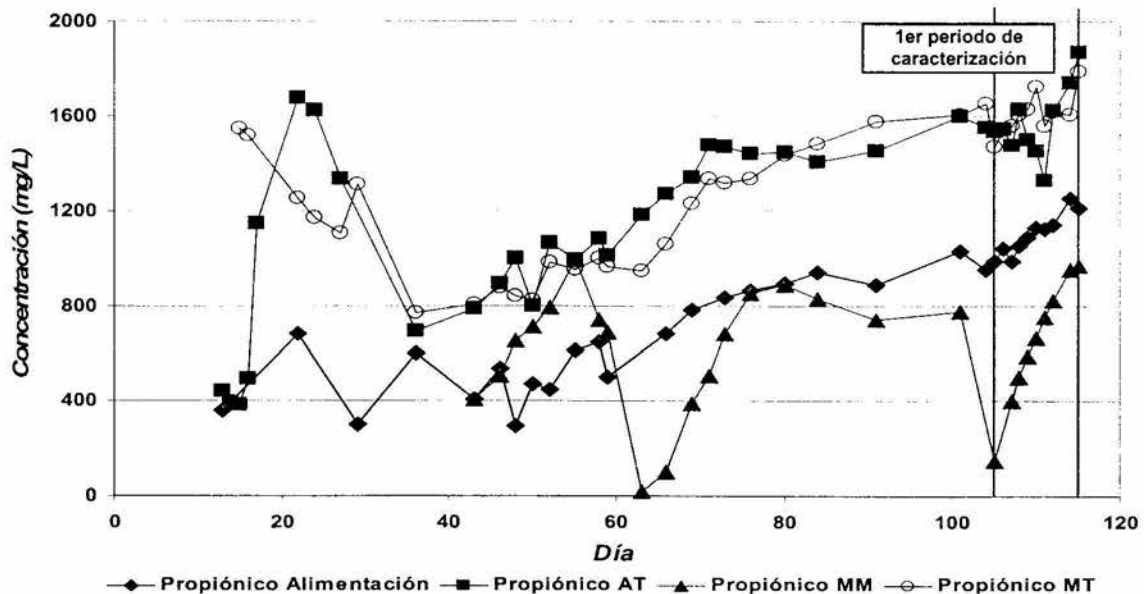


Figura 6.9 Variación del ácido propiónico durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico

Un factor que pudo haber contribuido al elevado pH en el digestor MT, es el amoníaco, proveniente de la degradación de proteínas y aminoácidos. En su estudio Bivins & Novak (2001), reportaron un incremento de 1700% del ión amonio durante la primera fase termofílica a un TRH de 1.5-3 días, la cual se incrementó en un 18% más en la segunda fase mesofílica a TRH de 15 días, lo que atribuyeron a la degradación de proteínas. Hay que considerar que el hecho de espesar el lodo incrementa la concentración de nitrógeno total (Vandenburgh & Ellis, 2002).

En la **figura 6.10** se muestra que la concentración de ácido butírico no se incrementó significativamente en la primera fase, puesto que permaneció similar a la del lodo combinado crudo (663 ± 93 y 654 ± 73 mg/L, respectivamente). A pesar

de esto, la segunda fase mesofílica sí redujo la concentración de este producto intermedio en la etapa de caracterización de operación estable (306 ± 109 mg/L). Para la segunda fase termofílica resultó ser un sustrato difícil de degradar, debido a que el valor promedio en el efluente de butírico fue de 517 ± 54 mg/L.

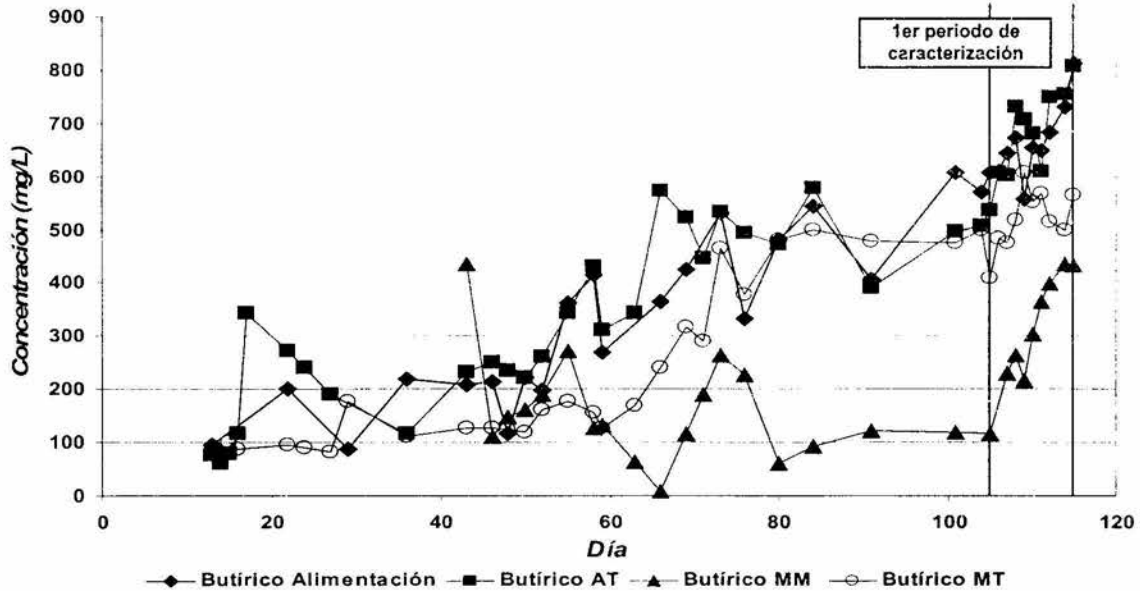


Figura 6.10 Variación del ácido butírico durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofílica/mesofílica y termofílica/termofílica

Los resultados anteriores confirman lo importante que es la segunda fase mesofílica, debido a que se abate la desventaja de grandes concentraciones de AGV en los efluentes termofílicos, especialmente propiónico (Han & Dague, 1997; Vandenburg & Ellis, 2002; Kim *et al.*, 2002), situación que no pudo evitarse en la segunda fase termofílica.

Han *et al.* (1997) lograron concentraciones de aproximadamente 1400 mg/L para ácido acético en el efluente de una primera fase termofílica (TRH de 2.7 días y alimentado con lodo activado de desecho) y para el efluente de la segunda fase mesofílica un valor menor a 200 mg/L (TRH de 14.3 días). Por su parte, Cheunbarn & Pagilla (2000) obtuvieron 260 a 450 mg/L de ácido acético en el efluente de la segunda fase (TRH de 14 días), teniendo 960 mg/L en la entrada al sistema y 3500 mg/L a la salida de la primera fase (TRH de 1 día). Además Vandenburg & Ellis (2002) operaron un sistema en dos fases con un lodo combinado concentrado al 5.7% e incrementaron la concentración de acético a 1500 mg/L en la primera fase termofílica (TRH de 7.4 días), mientras que en el efluente mesofílico fue de 400 mg/L (TRH de 12.6 días).

La DQO soluble es un parámetro que representa la solubilización de los biopolímeros y su transformación por las bacterias acidogénicas (Maharaj & Elefisinotis, 2001). En ese sentido, como una manera de conocer cual es la

aportación de los AGV a la DQO soluble (tabla 6.4), se calculó teóricamente la DQO soluble debida a AGV (anexo 1).

Tabla 6.4 Concentración promedio de AGV y DQO soluble durante el primer periodo de caracterización de los arreglos en dos fases

Parámetro	Lodo combinado	1ª Fase AT	2ª fase MM	2ª fase MT
Ácido acético (mg/L)	1453±201	2561±277	805±131	1325±380
Ácido propiónico (mg/L)	1088±95	1569±146	644±269	1615±87
Ácido butírico (mg/L)	654±73	663±97	306±109	517±54
Demanda química de oxígeno (DQO _s , mg/L)	8540±240	13135±559	9590±523	12200±42
DQO _s teórica como acético (mg/L)*	1524	2687	845	1390
DQO _s teórica como propiónico (mg/L)*	1643	2370	973	2438
DQO _s teórica como butírico (mg/L)*	1190	1207	558	941
DQO _s teórica como AGV (mg/L)	4357	6264	2375	4769
DQO _s no debida a AGV	4183	6871	7215	7431
DQO _s de AGV/DQO _s (%)	51	48	25	39
AGV:DQO _s	0.37	0.36	0.18	0.28

*Valor teórico calculado por relación estequiométrica (anexo 1)

Sin embargo en la tabla anterior se observa que la DQO soluble no debida a AGV también aumentó, posiblemente como aportación de algunos otros mecanismos que tienen lugar en la digestión anaerobia como la hidrólisis; además, cabe señalar que la DQO soluble no debida a AGV tuvo un ligero aumento en las segundas fases. Una explicación a esto, es que probablemente, la solubilización del material particulado no fue consumada por completo en la primera fase, puesto que no todo el material orgánico puede ser degradado a la misma tasa, por lo que dicho proceso se completó hasta las segundas fases, con lo cual se retardó su transformación a AGV en la primera fase (Gujer & Zehnder, 1983), o bien la hidrólisis de los lípidos fue limitada y los ácidos grasos de cadena larga (formados a partir de los lípidos) fueron parcialmente acidificados, lo cual puede ser una explicación del por qué no hubo incremento de ácido butírico en la primera fase, además que existe la posibilidad de que el número de organismos que lo producen pudo ser insignificante (Gujer & Zehnder, 1983; Massey & Pohland, 1978); de ésta manera, los procesos anteriores pudieron ser mejorados en las segundas fases (tiempos de retención mayores), debido a que la presencia de metanogénesis favorece a las bacterias OHPA productoras de propiónico y butírico, ya que el hidrógeno producido a partir de esas degradaciones las inhibe si se acumula (Mahmoud *et al.*, 2004; Gujer & Zehnder, 1983), lo cual pudo haber pasado en la primera fase. Cabe mencionar, que es importante reducir la DQO soluble, ya que en una instalación a gran escala el sobrenadante es retornado al proceso de tratamiento de agua, lo cual es una carga adicional al sistema (Noyola, 1998b; Cheunbarn & Pagilla, 2000).

La relación AGV:DQO_s es una medida del grado de acidogénesis (Maharaj & Elefsiniotis, 2002), definida como la cantidad de materia soluble que fue transformada a AGV en un reactor acidogénico, la cual para este periodo de estudio fue de 0.36, valor que indica la formación significativa de DQOs no debida a AGV, confirmando así que la acidogénesis fue parcial en la primera fase. Si bien bajo estas condiciones la acidificación de la materia orgánica no es total, el lodo sí contiene una población estable de bacterias acidógenas y en menor grado de metanógenas (Oles *et al.*, 1997, Yang *et al.*, 2002).

La concentración de DQOs en la mezcla de lodo (lodo activado y primario, proporción 1:1 y un %SV/ST de 75-80%) utilizado por Cheunbarn & Pagilla (2000) fue de 22500 mg/L, mientras que en el efluente final de un sistema en dos fases termofílico/mesofílico (TRH de 1 y 14 días respectivamente) fue de 10500 mg/L.

6.3.4.2 Sólidos volátiles y producción de biogás

Respecto a la concentración de sólidos volátiles, como era de esperar, ésta se redujo ligeramente en la primera fase (**figura 6.11**); sin embargo, durante los primeros 35 días se tuvieron problemas en el mezclado de este digestor, de ahí que el comportamiento de SV haya sido tan variable al momento de la toma de muestra, especialmente al inicio de la investigación. Durante la etapa de operación estable, los valores promedio de SV en el lodo combinado y el efluente de AT fueron 29 ± 1.9 y 26 ± 1.1 g/L, respectivamente; logrando así un porcentaje de reducción en la fracción volátil (%RSV) de aproximadamente 14% en el digestor de la primera fase.

Como era de esperar, la concentración de SV se redujo aún más en las segundas fases, especialmente en el digestor MM, ya que presentó un promedio de 19 ± 0.4 g/L, menor al de MT de 22 ± 0.6 g/L; por lo que el %RSV alcanzado en la segunda fase mesofílica fue de 20% en la primera caracterización, mientras que para la segunda fase termofílica fue de 17%. De lo anterior se establece que el hecho de tener un mayor %RSV en la segunda fase mesofílica es una consecuencia no solo de la mayor degradación de AGV que realizó, sino también de una hidrólisis más completa.

En términos globales, el %RSV del sistema en dos fases termofílico/mesofílico fue mayor que el del sistema termofílico/termofílico (31 y 28% respectivamente); sin embargo ninguno de los dos logró el porcentaje de reducción de sólidos volátiles que se establece en la Norma Mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002) como mínimo para evitar la atracción de vectores (>38%), y además se encontraron por debajo del mínimo señalado para un proceso anaerobio, es decir 40% (WEF, 1993). Lo anterior posiblemente se deba a que la fracción del lodo secundario crudo ya tenía cierto grado de estabilización, aportando así poca materia orgánica disponible, lo cual se suma a la baja cantidad de materia orgánica biodegradable que presentó el lodo primario. Como lo muestran los bajos valores de la fracción SV/ST del lodo combinado. En contraste, Han *et al.* (1997) afirman que la primera

fase termofílica mejoró la hidrólisis del lodo activado de desecho, permitiendo que esté disponible el sustrato para las bacterias acidogénicas.

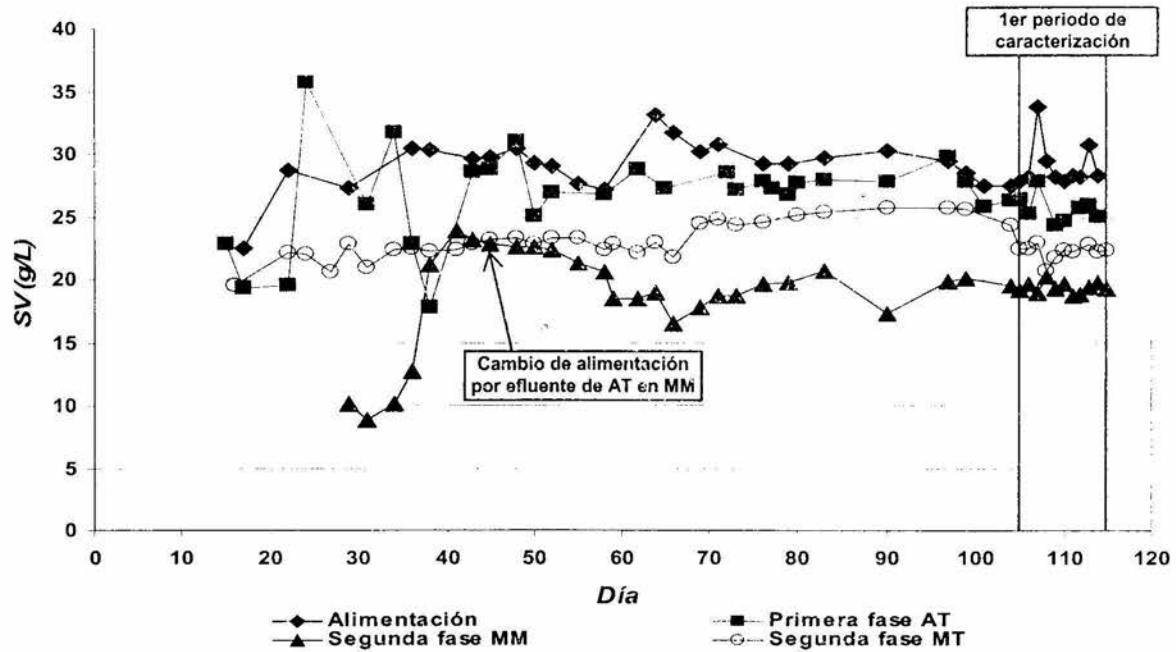


Figura 6.11 Variación en la concentración de SV durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofílica/mesofílica y termofílica/termofílica

Por otro lado, la producción promedio de biogás (TPN: temperatura 0°C y presión 1 atm) de MM en primera etapa de caracterización fue de 2192 ± 335 mL/d, con un porcentaje de CH_4 de $61 \pm 4\%$, mientras que para la segunda fase termofílica fue de 995 ± 86 mL/d, cuyo contenido de metano fue de $54 \pm 4\%$ (Figura 6.12). El porcentaje de metano del digestor MM sí se encuentra dentro del intervalo señalado por la literatura en el cual se efectúa la digestión anaerobia con normalidad (60-75%; Malina & Pohland, 1992), a diferencia del digestor MT, lo cual es una consecuencia de la nula degradación de propiónico que experimentó, de ahí que puede decirse que este porcentaje se debe, en gran parte a la actividad de las bacterias metanogénicas acetoclásticas.

Las producciones específicas de metano para los sistemas AT-MM y AT-MT fueron de 0.58 y 0.45 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ TPN/kg SV eliminados respectivamente, los cuales se encuentran por debajo del intervalo de valores típicos para digestores de lodos que va de 0.75 a 1.12 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ TPN/kg SV eliminados (Noyola, 1998b). Es importante señalar que el reactor AT produjo una cantidad de biogás (figura 6.12) lejos de ser despreciable (1151 ± 97 mL/d), aunque con un porcentaje reducido de metano ($25 \pm 2\%$), por lo que la producción específica de dicho gas en ese reactor fue baja, alrededor de 0.09 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ TPN/kg SV eliminados.

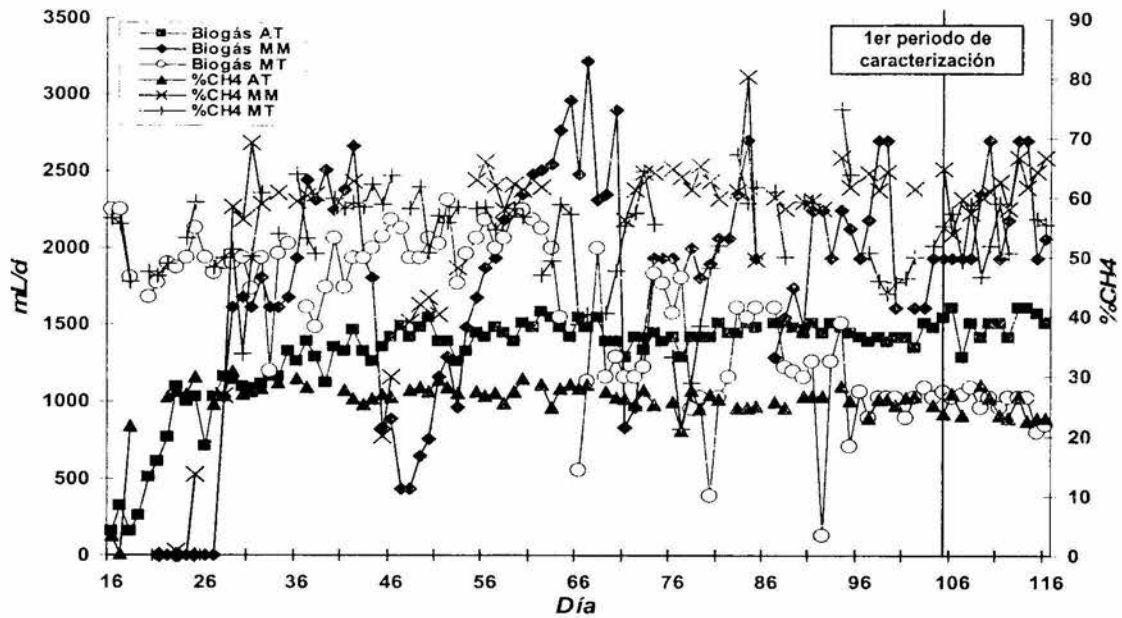


Figura 6.12 Producción de biogás (TPN) y porcentaje de metano durante la estabilización y primera caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico

El porcentaje de reducción de SV reportado por Han *et al.* (1997) fue de 43%, para un sistema en dos fases termofílico/mesofílico con TRH de 2.7 y 14.3 días respectivamente, alimentado con una mezcla de lodos primario y secundario (activado), además lograron una producción de 0.5 L CH₄ TPN/g SV eliminados, con un contenido de metano en la segunda fase de 65-75%. Por su parte, Oles *et al.* (1997) reportan, para una instalación en dos fases termofílica/mesofílica (TRH de 3 y 25 días respectivamente) a gran escala de Alemania, un %RSV de 60% y una producción específica de biogás de 0.283 m³/kg SV alimentados. Además, Cheunbarn & Pagilla (2000) obtuvieron un %RSV de 61% en un sistema en dos fases termofílico/mesofílico, con TRH de 1 día en la primera fase y 14 días en la segunda, obteniendo una producción de metano en el sistema de 0.79 m³ CH₄/kg SV eliminados.

6.3.5 Coliformes fecales, salmonella y huevos de helmintos

De acuerdo con los resultados en número más probable (MNP) de coliformes fecales (**figura 6.13**), para la primera caracterización de los arreglos en dos fases, la cantidad de estos patógenos en el lodo crudo fue de 1.8×10^7 NMP/g ST. Este número fue reducido a valores cercanos, e incluso menores a lo especificado para biosólidos clase A en la NOM-004-SEMARNAT-2002 (1000 NMP/g ST) en la primera fase, cuyo promedio fue de 573 NMP/g ST. Ésta disminución es mantenida en la segunda fase MM, puesto que el número promedio fue 569 NMP/g ST.

En la **figura 6.13** se puede observar que la mayor parte de la destrucción de los patógenos se realiza en el reactor acidogénico termofílico, y resaltar el papel que juega la segunda fase metanogénica mesofílica para asegurar que el conteo de estos indicadores permanezca por debajo de los valores de la Norma Mexicana. En lo que respecta a la segunda fase MT, como era de esperar, la destrucción aumentó aún más al incrementar la exposición de CF a la temperatura de 55°C y alcanzar el promedio de 42 NMP/g ST. En la **figura 6.13** se observa que algunos puntos del efluente final MM, son mayores que el efluente de la fase acidogénica; sin embargo no se puede concluir que esto se deba a que ocurrió una reinfección en el reactor mesofílico.

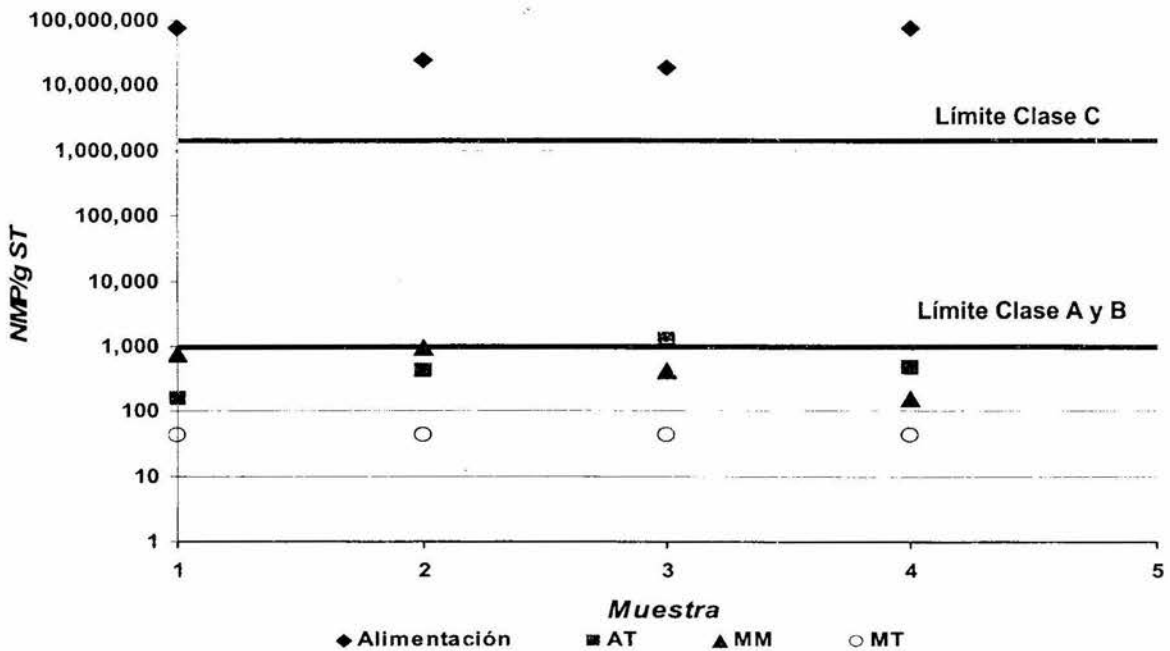


Figura 6.13 Coliformes fecales en el lodo influente y en los efluentes de los arreglos en dos fases durante el primer periodo de caracterización de operación estable

Para el caso de la *salmonella*, el número más probable promedio en el lodo de alimentación fue de 7×10^3 NMP/g ST, el cual fue reducido a niveles no detectables en la primera fase AT, lo cual se conservó en las segundas fases. Este parámetro también se encuentra por debajo del valor señalado en la NOM-004-SEMARNAT-2002 para clase A, el cual es de 3 NMP/g ST. Es necesario señalar que el valor en la alimentación es mayor que el máximo de *salmonella* contenido en un lodo típico crudo de 10^3 NMP/g ST (Carrington, 2001), sin embargo ésta diferencia no sólo puede deberse a la geografía, sino también a las condiciones de salud y tamaño de la población que aporta.

En lo que respecta a HH, en la **tabla 6.5** se observa que el sistema termofílico/mesofílico prácticamente logró cumplir con el valor especificado para clase A (menor a $1 \text{ HH}_{\text{viable}}/\text{g ST}$), ya que el conteo que se alcanzó en el efluente metanogénico mesofílico MM fue de $1.1 \text{ HH}_{\text{viables}}/\text{g ST}$. El conteo en el digestor MT sí se encontró por debajo del límite que especifica la NOM-004-SEMARNAT-2002

respecto a clase A. Aparentemente la destrucción de estos parásitos, depende de la temperatura de operación termofílica (55°C), puesto que la mayor parte de la eliminación fue realizada en la primera fase a pesar del corto TRH (3 días), mediante la inactivación y lisis de los huevos (Han *et al.*, 1997; Huyard *et al.*, 2000).

Por su parte, Hays (1976) encontró que la eficiencia en la destrucción de HH depende del tiempo y la temperatura, puesto que reporta una inactivación suficiente de huevos de *Ascaris* en 30 min a la temperatura de 60°C.

Tabla 6.5 Número de huevos de helmintos en el lodo de alimentación y en las purgas de los sistemas de dos fases durante la primera caracterización

	Alimentación		AT		MM		MT	
	Prom	%	Prom	%	Prom	%	Prom	%
HH _{viables} /g ST	11.8	29	1.9	11	1.1	9	0.7	5
HH _{no viables} /g ST	28.6	71	15.1	89	11.3	91	13.8	95
HH _{totales} /g ST	40.3	100	17.0	100	12.4	100	14.4	100
% pérdida de viabilidad	-	-	-	84	-	91*	-	94*

Prom= Promedio

* Del sistema en dos fases

En su estudio en dos fases termofílico/mesofílico (TRH de 7.4 y 12.6 días en cada fase, respectivamente), Vandenburg & Ellis (2002) reportaron un contenido menor a 1000 NMP/g ST de coliformes fecales. Por otro lado, Cheunbarn & Pagilla (2000) también encontraron un número de coliformes fecales menor a 1000 NMP/g ST, en el efluente de un sistema termofílico/mesofílico operado a 15 días de TRH (1 y 14 días para cada fase, respectivamente). En otro estudio, Han *et al.* (1997), operaron un sistema termofílico/mesofílico en dos fases y lograron una reducción de 99.999% de coliformes fecales (el nivel en el efluente siempre fue menor a 1000 NMP/g ST), operando con un TRH en la primera fase de 2.7 días y en la segunda de 14.3 días.

Por su parte, Cabirol *et al.* (2002) aplicaron la digestión anaerobia termofílica en una sola etapa para dos clases de lodo (lodo biológico y lodo del tratamiento primario avanzado) como una opción para la estabilización de la materia orgánica, la reducción de coliformes fecales y huevos de helmintos. Se obtuvieron reducciones satisfactorias para la fracción de SS y valores que satisfacen la Norma Mexicana para la clase A en lo referente a CF (menor a 1000 NMP/g ST) y parásitos (0.28 HH_{viables}/g ST) en el lodo biológico digerido. Además, los mismos autores encontraron que si el digestor termofílico era seguido de un pequeño digestor a la misma temperatura y un TRH de un día adicional, la presencia de coliformes fecales decrecía aún más.

6.4 Segunda caracterización de operación estable

6.4.1 Segunda fase: Digestor metanogénico mesofílico MM (TRH de 10 días)

6.4.1.1 pH y relación de alcalinidades (α)

Como se mencionó anteriormente, se redujeron los TRH de las segundas fases a 10 días, las cuales fueron caracterizadas después de operar cinco veces el TRH (50 días), con la finalidad de asegurar la estabilidad, aunque comúnmente se asume que ésta se alcanza después de operar tres veces el TRH, debido a que en reactores de mezcla completa se considera tiempo suficiente para cambiar por completo su contenido (White & Stuckey, 2000). En la **figura 6.14** se muestra la variación del pH del digestor metanogénico mesofílico a estas condiciones, siendo 7.06 ± 0.06 el valor promedio para la segunda etapa estable (días 167 a 173).

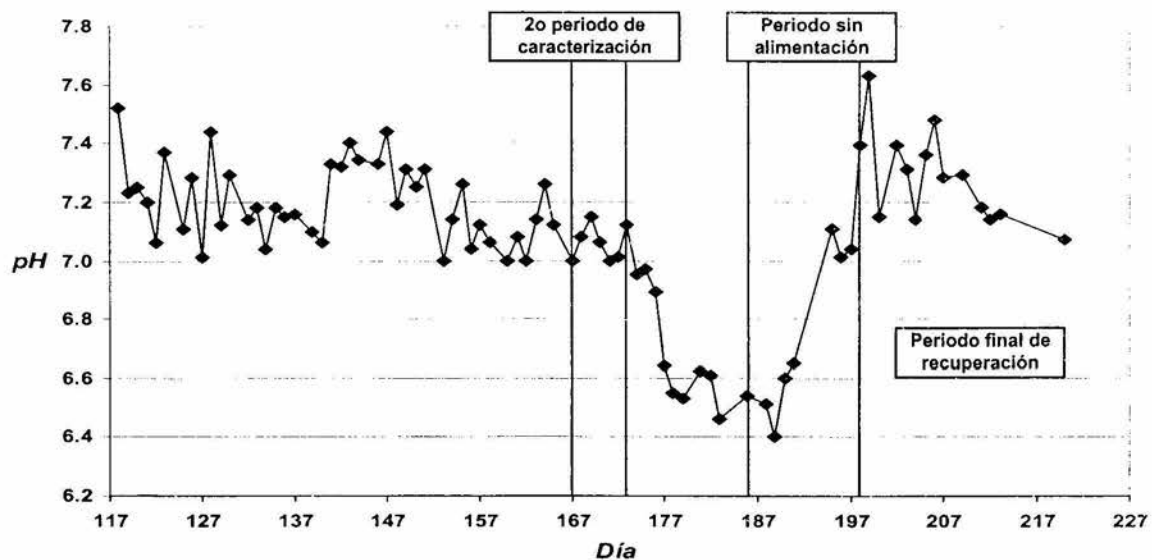


Figura 6.14 pH durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MM a 10 días de TRH

Es indudable que el hecho de reducir el TRH (aumento de carga orgánica) repercutió para el descenso del pH a valores más cercanos a la neutralidad. Cabe señalar que el valor promedio se encuentra dentro del intervalo de operación adecuado para un proceso anaerobio que va de 6.8 a 7 (Malina & Pohland, 1992) y es prácticamente el valor de 7 señalado como óptimo para las bacterias metanogénicas (Droste, 1997). Han & Dague (1997) reportan un pH de 7-7.4 para una segunda etapa mesofílica de un sistema en dos fases termofílico/mesofílico con TRH de 9.1-10 días, e igualmente para estos autores el reducir el TRH y aumentar la carga orgánica dio como resultado un descenso en el valor del pH. Por su parte Ghosh *et al.* (1995), operaron un sistema de dos fases mesofílico/mesofílico a escala piloto alimentado con lodo activado, estudio del cual reportan un valor de pH de 7.7 para la segunda fase con un TRH de 9.1 días.

Por otro lado la relación de alcalinidades también fue afectada por la reducción del TRH (**figura 6.15**), debido a que este parámetro disminuyó a valores cercanos a la falla; sin embargo este digester logró su estabilidad a un valor de 0.341 ± 0.02 , el cual es inferior a 0.5, lo que indicó que el sistema no tenía la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresaba (Noyola, 1994), causando la acumulación de AGV (especialmente propiónico y butírico), disminución en la producción de biogás y su respectivo contenido de metano (como se muestra más adelante), lo cual según White & Stuckey (2000), es consecuencia de una inhibición en la población de bacterias metanogénicas del digester o de una limitación en su crecimiento.

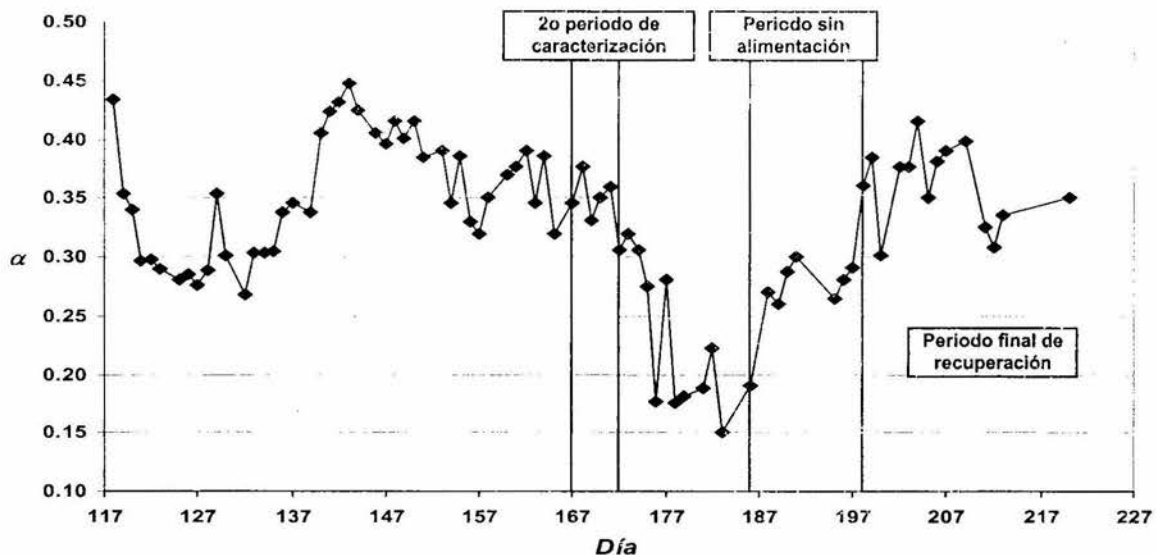


Figura 6.15 Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digester MM a 10 días de TRH

6.4.2 Segunda fase: Digester metanogénico termofílico MT (TRH de 10 días)

6.4.2.1 pH y relación de alcalinidades (α)

El pH de ésta fase también disminuyó a valores cercanos a 7, tal como lo muestra la **figura 6.16**, colocándose en un valor promedio de 7.22 ± 0.14 para el segundo periodo de operación estable, el cual también está dentro del intervalo de operación adecuada para un proceso anaerobio que va de 6.8 a 7.4 (Malina & Pohland, 1992).

El cambio de condiciones, como era de esperar, también afectó el parámetro α , causando un descenso en su valor, sin embargo ésta disminución no fue tan drástica como en el caso de la segunda fase metanogénica mesofílica, aunque presentó un valor promedio más bajo en la etapa estable (0.334 ± 0.02), por lo que este digester tampoco tuvo la capacidad de degradar el sustrato que ingresaba. En la **figura 6.17** se muestra la variación de la relación de alcalinidades en la segunda fase metanogénica termofílica operando a 10 días de TRH.

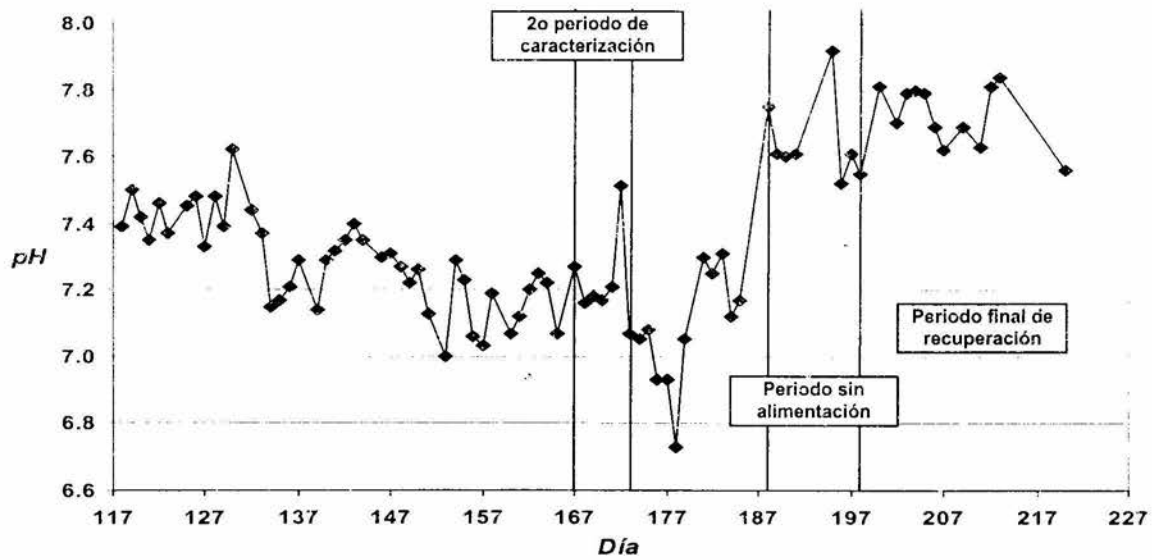


Figura 6.16 pH durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MT a 10 días de TRH

La falta de equilibrio microbiano nuevamente se hizo presente como un incremento en la concentración de ácidos grasos volátiles (tal como se mostrará más adelante); no obstante se logró una estabilidad en el digestor MT similar a la de la primera caracterización cuando fue operado a 13 días de tiempo de retención. El descenso del pH puede deberse a que en ésta ocasión sí existió una acumulación de hidrógeno, a concentraciones tales, que se logró afectar en mayor medida la degradación y por lo tanto la acumulación del propiónico y butírico.

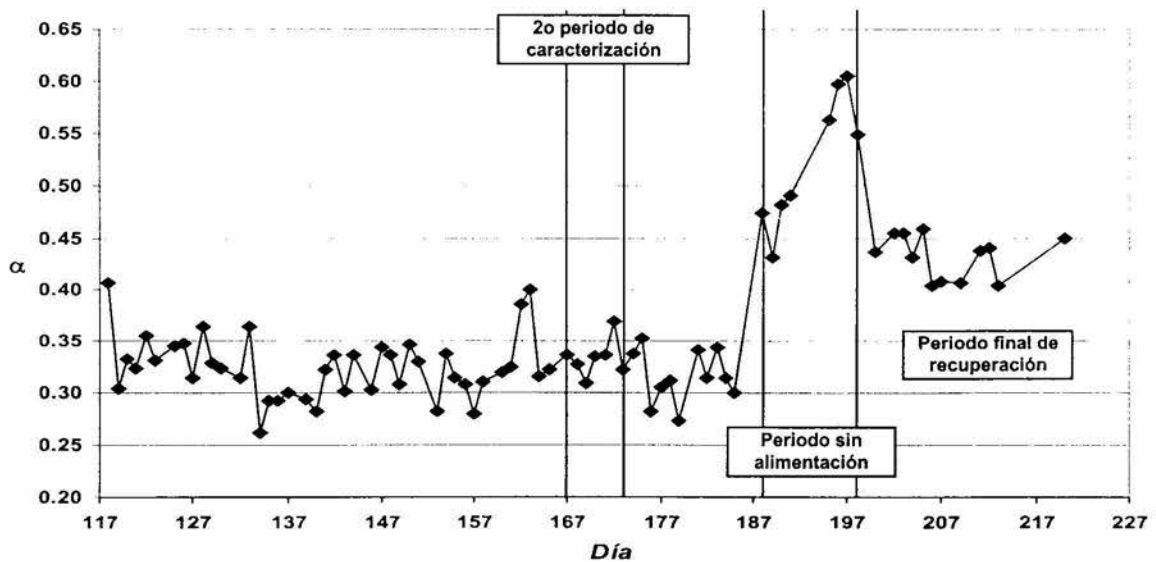


Figura 6.17 Relación de alcalinidades (α) durante la estabilización y segunda caracterización del periodo de operación estable del digestor MT a 10 días de TRH

6.4.3 Arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico

6.4.3.1 Ácidos grasos volátiles y demanda química de oxígeno soluble

Como ya se mencionó, la degradación de ácido acético (**figura 6.18**) fue perturbada por el cambio en las condiciones de operación en las segundas fases (menor TRH y mayor carga orgánica suministrada), especialmente al inicio de la estabilización en esta parte del estudio, donde ambos digestores metanogénicos tuvieron problemas para asimilar este sustrato para después convertirlo a CH_4 y CO_2 . Durante la etapa estable de caracterización la concentración de acético en el lodo combinado fue de 974 ± 150 mg/L, la cual fue incrementada a 2318 ± 172 mg/L en AT. Los efluentes finales tuvieron concentraciones promedio de 770 ± 178 y 1259 ± 215 mg/L para MM y MT respectivamente, los cuales son similares a los obtenidos en la primera caracterización.

Por otra parte el ácido propiónico, como era de esperar, nuevamente se acumuló bajo estas condiciones de operación en el digestor MT, con un promedio de 1460 ± 68 mg/L en la etapa estable de operación. Sin embargo, este fenómeno también sucedió en la segunda fase metanogénica mesofílica, presentándose concentraciones incluso mayores a las de la primera fase, puesto que la concentración de este producto intermedio en el efluente de MM fue de 1654 ± 73 mg/L comparado con 1420 ± 65 mg/L de AT (**figura 6.19**).

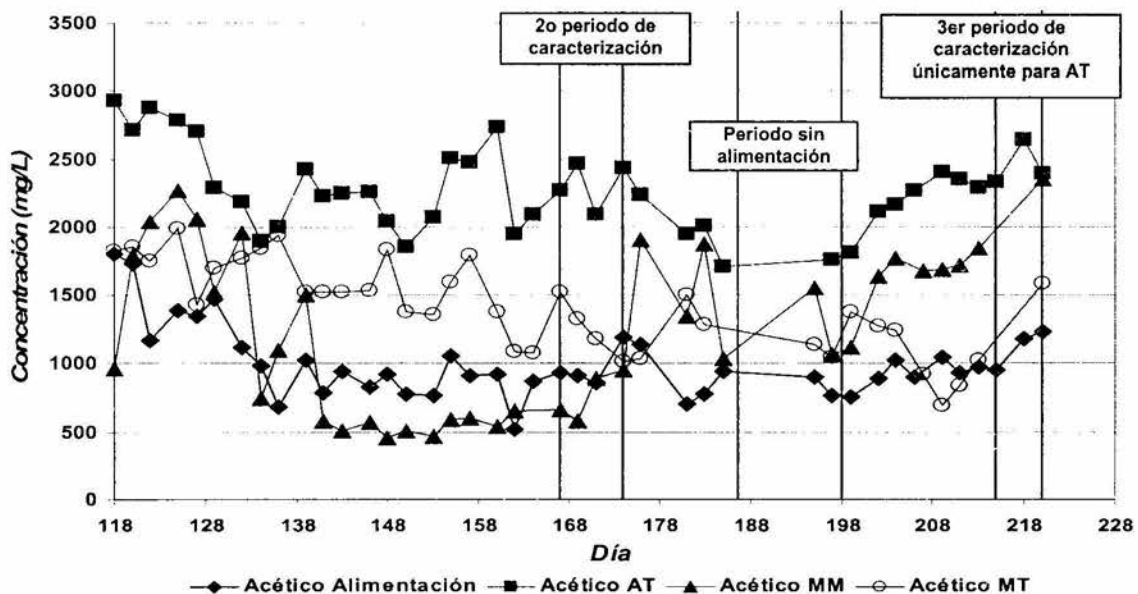


Figura 6.18 Variación del ácido acético durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT

La concentración de ácido acético en MM se disparó en el día 202, aunque su comportamiento era inestable desde el día 171. Además, resintió el cambio de TRH de 13 a 10 días.

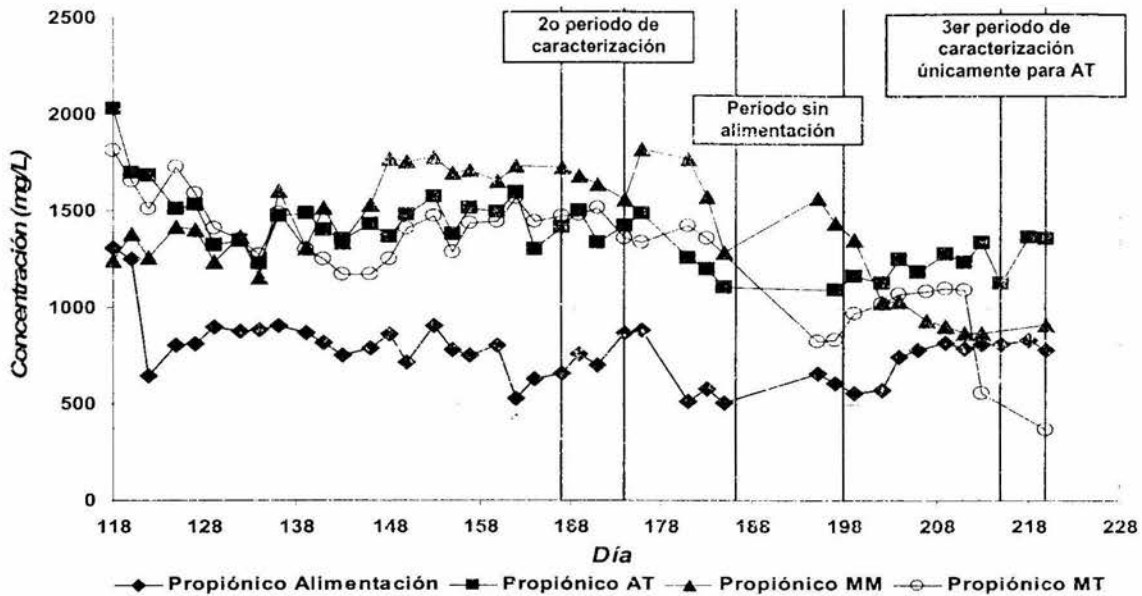


Figura 6.19 Variación del ácido propiónico durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT

Cabe señalar que, prácticamente durante toda esta parte del estudio, el ácido propiónico en el digester MM fue mayor que en el digester MT durante la operación de las segundas fases a 10 días de TRH, así como en el periodo de recuperación final. El digester MM se resintió más que el MT por el cambio de TRH de 13 a 10 días. El ácido propiónico en MM aumentó sobre el de MT, a partir del día 138 y permaneció así a lo largo del estudio.

En el caso del ácido butírico (**figura 6.20**), se continuó con la situación del nulo incremento de su concentración en la primera fase, puesto que permaneció prácticamente igual que en el lodo combinado crudo (262 ± 54 y 279 ± 61 mg/L, respectivamente). Como ya se mencionó anteriormente, esto aparentemente es consecuencia de una hidrólisis limitada de los biopolímeros en la primera fase, la cual es completada en las segundas fases (Gujer & Zehnder, 1983); sin embargo en estas no se logró la degradación del producto, por lo que se acumuló, puesto que la concentración en el efluente de MT fue de 504 ± 54 mg/L y para MM de 444 ± 19 mg/L, lo que significó un aumento en la concentración de 81 y 59% respecto al efluente de la fase acidogénica.

Es interesante el hecho de que en ésta etapa de estudio, no existió acumulación de ácido acético en las segundas fases, pero sí de propiónico y butírico, lo que indica que la relación sintrófica resultó ser la parte más inhibida. Es posible que la capacidad amortiguadora del sistema se haya mantenido, aunque en el límite aceptable, gracias a la degradación del ácido acético, lo que permitió que no disminuyera el pH a valores menores de 7 (Gujer & Zehnder, 1983).

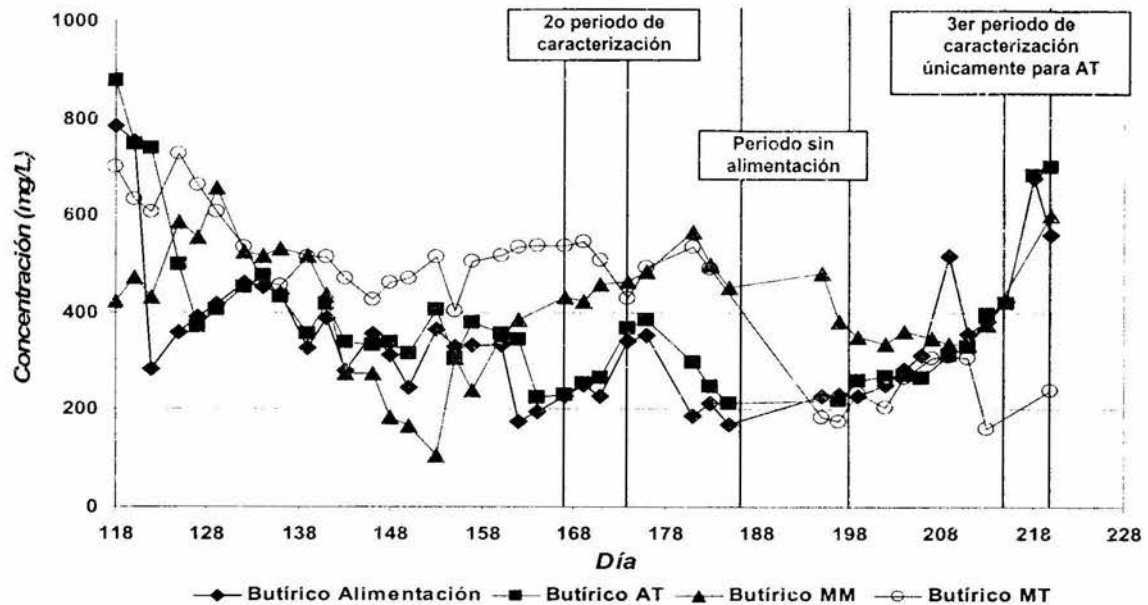


Figura 6.20 Variación del ácido butírico durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT

Han & Dague (1997) lograron concentraciones de 1600 a 2200 mg/L para ácido acético en el efluente de una primera fase termofílica (TRH 3.3 a 5 días) y para el efluente de la segunda fase mesofílica de 180-300 mg/L (TRH de 6.7 a 10 días), con una alcalinidad de 5000 a 6100 CaCO₃/L para ésta última. En un trabajo, Ghosh *et al.* (1995) operaron un sistema en dos fases mesofílico/mesofílico (TRH de 3.1 y 9.1 días, respectivamente) a escala piloto alimentado con lodo activado, alcanzando concentraciones de acético, propiónico y butírico de 4200, 2167 y 1249 mg/L en la primera fase respectivamente, así como 82, 33 y 12 mg/L en la segunda fase para los mismos ácidos.

Para esta caracterización, también se realizó el cálculo teórico de la DQO soluble debida a AGV. En la **tabla 6.6** se observa que la DQO soluble no debida a AGV nuevamente aumentó, lo cual como ya fue mencionado, probablemente se debió a que la hidrólisis del material particulado y la acidogénesis no fueron completadas en la fase acidogénica, por lo que fue consumada hasta las segundas fases. En este sentido, la relación AGV:DQO_S para este periodo de estudio fue de 0.32, valor que indica la presencia significativa de DQOs no debida a AGV, con lo que se confirma la limitación de la hidrólisis y la parcialidad de la acidogénesis en el reactor AT (Maharaj & Elefsiniotis, 2002; Yang *et al.*, 2002). La relación AGV:DQO_S fue ligeramente menor que en la primera caracterización (0.36), posiblemente porque el lodo crudo tenía una mayor fracción de sólidos volátiles respecto a los totales para esta parte del estudio (**tabla 6.11**). Sin embargo, también se observa que parte del material orgánico solubilizado en la primera parte (DQO soluble no debida a AGV) disminuye en la segunda fase MM, lo cual puede deberse a que éste fue convertido a AGV, lo cual se confirma con el incremento de ácidos propiónico y butírico.

Tabla 6.6 Concentración promedio de AGV y DQO soluble durante el segundo periodo de caracterización de los arreglos en dos fases y tercer periodo de caracterización de AT

Parámetro	2ª caracterización				3ª caracterización (AT)	
	Lodo combinado	1ª Fase AT	2ª fase MM	2ª fase MT	Lodo combinado	1ª Fase AT
Ácido acético (mg/L)	974±150	2318±172	770±178	1259±215	1118±150	2453±165
Ácido propiónico (mg/L)	745±92	1420±65	1654±73	1460±68	807±24	1286±135
Ácido butírico (mg/L)	262±54	279±61	444±19	504±54	553±127	600±156
Demanda química de oxígeno (DQO _s , mg/L)	5760±696	12745±1024	11335±1375	12185±1107	5695±279	11900±371
DQO _s teórica como acético (mg/L)*	1022	2431	808	1321	1173	2573
DQO _s teórica como propiónico (mg/L)*	1126	2144	2498	2204	1218	1941
DQO _s teórica como butírico (mg/L)*	477	508	808	918	1006	1093
DQO _s teórica como AGV (mg/L)	2624	5083	4114	4443	3397	5607
DQO _s no debida a AGV	3136	7662	7221	7742	2298	6293
DQO _s de AGV/DQO _s	46	40	36	36	60	47
AGV:DQO _s	0.34	0.32	0.25	0.26	0.44	0.36

*Valor teórico calculado por relación estequiométrica (anexo 1)

6.4.3.2 Sólidos volátiles, producción de biogás y contenido de metales nutrientes

La concentración de sólidos volátiles promedio (**figura 6.21**) en el influente fue de 34 ± 0.1 g/L. Esta concentración disminuyó a 30 ± 0.8 g/L en la primera fase AT, por lo que el %RSV para este reactor fue de 17%, el cual es ligeramente superior al de la primera caracterización, posiblemente como consecuencia de un mejor mezclado; además esto contribuyó a tener menor variabilidad en los datos de SV. Por su parte las segundas fases, presentaron un promedio de 25 ± 0.4 y 27 ± 1.1 g/L para MM y MT respectivamente en la segunda caracterización; con un %RSV de 18% para las dos, ya que ambos efluentes presentaron un %SV/ST de 59%. En ese sentido, el %RSV del sistema en dos fases termofílico/mesofílico fue igual al del sistema termofílico/termofílico, es decir 32%; este valor no satisface de nueva cuenta, el porcentaje de reducción de sólidos volátiles que se establece en la Norma Mexicana (NOM-004-SEMARNAT-2002) como mínimo para evitar la atracción de vectores (>38%), y además se encuentra por debajo del mínimo señalado para un proceso anaerobio, es decir 40% (WEF, 1993).

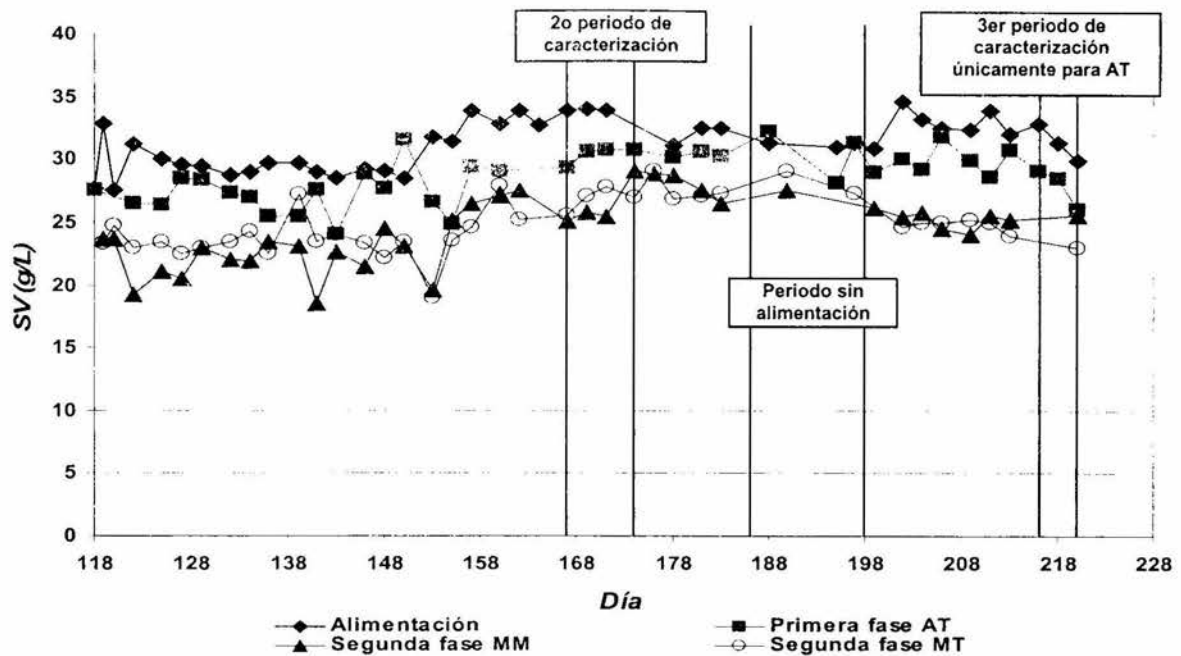


Figura 6.21 Variación en la concentración de SV durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico, y tercera caracterización de AT

Este resultado puede deberse a que la fracción del lodo activado de desecho ya estaba en cierto grado estabilizado, lo que representó poca disponibilidad de materia orgánica en este sustrato. Sin embargo, la fracción %SV/ST fue incrementada ligeramente en esta fase de estudio, posiblemente como aportación de un pequeño aumento en la fracción volátil del lodo primario, principalmente.

En relación con la acumulación de los productos intermedios y la inhibición en las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas tal vez se deba a la limitación de nutrientes, es decir que no estén biodisponibles para lograr mantener un proceso enzimático eficiente (Kim *et al.*, 2002).

El evidente desbalance en el consorcio microbiano, también se vio reflejado en la producción promedio de biogás (TPN: temperatura 0°C y presión 1 atm) de MM, debido a que disminuyó con respecto a la primera etapa de caracterización, con un valor de 1573 ± 261 mL/d y un porcentaje de CH₄ de $57 \pm 3\%$, mientras que para la segunda fase termofílica sí se registró un aumento, al alcanzar 1054 ± 251 mL/d con un contenido de metano de $52 \pm 3\%$ (**figura 6.22**). Estos porcentajes de metano no se encuentran dentro del intervalo señalado por la literatura en el cual se efectúa la digestión anaerobia con normalidad (60-75%; Malina & Pohland, 1992), lo cual puede ser consecuencia de la nula degradación de propiónico que existió en ambas fases (incluso mayor para MM), por lo que este porcentaje se debe, en gran parte a la actividad de las bacterias metanogénicas acetoclásticas.

Por su parte, el H₂S en esta parte del estudio pareció no haber causado problemas, debido a que el porcentaje en las segundas fases MM y MT fueron

relativamente bajos, siendo de 0.02 y 0.03%, respectivamente, mientras que en la primera fase fue mayor con un porcentaje de 0.23%; sin embargo, son menores que los reportados por Ghosh *et al.* (1995) para un sistema mesofílico/mesofílico, cuyos porcentajes para la primera fase y segunda fueron 0.99 y 0.1%, respectivamente. Por su parte, Iranpour *et al.* (2001) al convertir un sistema mesofílico a termofílico de una sola etapa tuvieron concentraciones de H₂S por debajo de 0.05% en la planta de tratamiento de Terminal Island en Los Ángeles, California.

Las producciones específicas de metano de los sistemas, fueron de 0.40 y 0.29 m³ CH₄ TPN/kg SV eliminados para AT-MM y AT-MT respectivamente, los cuales se encuentran por debajo del intervalo de valores típicos para digestores de lodos que va de 0.75 a 1.12 m³ CH₄ TPN/kg SV eliminados (Noyola, 1998b). Han & Dague (1997) alimentaron un sistema en dos fases termofílico/mesofílico (TRH 3.3-5 días en la primera fase y 6.7-10 días para la segunda) con lodo primario y lograron un %RSV de 39.1% para el sistema a 10 días de TRH, mientras que 53.2% operando el sistema a 15 días; además el porcentaje de metano varió de 62 a 72% con aproximadamente una producción específica de 0.61 L CH₄ TPN/g SV eliminados.

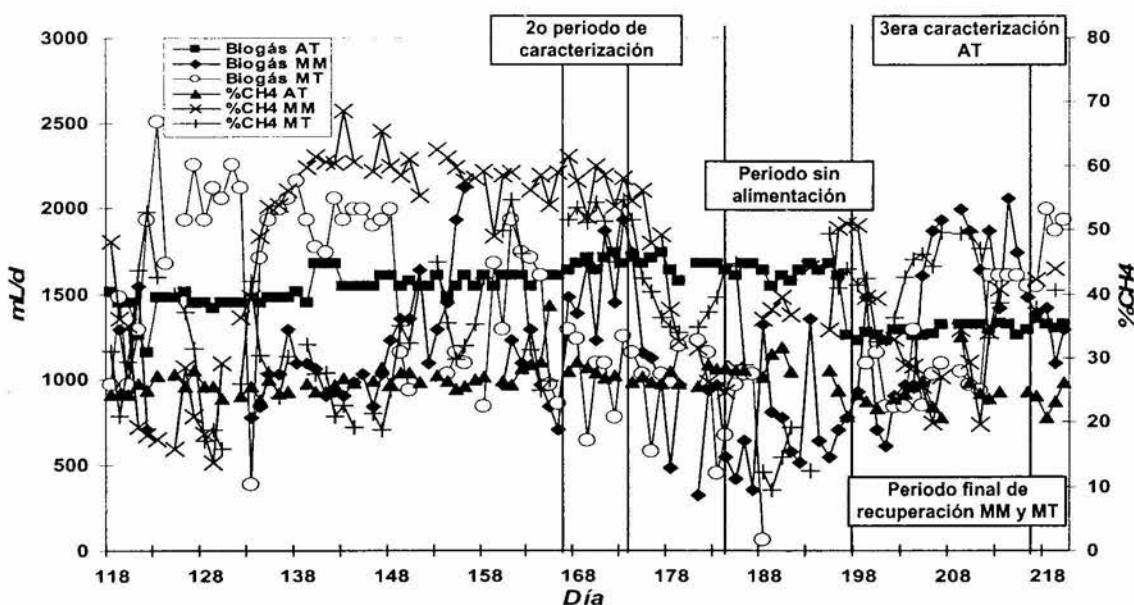


Figura 6.22 Producción de biogás (TPN) y porcentaje de metano durante la estabilización y segunda caracterización de los arreglos en dos fases, y el periodo final de recuperación de las segundas fases

En otro estudio, el porcentaje de reducción de SV reportado por Han & Dague (1997) fue de 36%, para un sistema en dos fases termofílico/mesofílico con TRH de 2 y 10 días respectivamente, alimentado con lodo combinado, además lograron una producción de aproximadamente 0.5 L CH₄ TPN/g SV eliminados. Estos últimos autores afirman que la unidad termofílica mejora la hidrólisis del lodo activado de desecho, dejando disponible la materia orgánica para los organismos acidogénicos.

Se identificó que la acumulación de AGV (especialmente el propiónico) y sus consecuencias como menor producción de biogás, menor %RSV, etc. pudieron ser producto de una inhibición o limitación en el crecimiento de las bacterias metanógenas debido a una carencia de metales nutrientes. Para probar lo anterior, al final de la experimentación se llevó a cabo una corrida con suplementación de ciertos metales. En este sentido, se ha estimado que cerca del 30% de todas las enzimas tienen un ión metálico participando en su funcionamiento (White & Stuckey, 2000; Osuna *et al.*, 2003). Primero, se realizó un análisis para conocer la cantidad de metales nutrientes existentes tanto en el lodo combinado, así como en el lodo efluente de AT, y especialmente en los de las segundas fases metanogénicas (Tabla 6.7).

Tabla 6.7 Metales traza promedio determinados en el influente y en los efluentes de arreglos en dos fases (*muestras de los días 156 y 172*)

Lodo	Metal nutriente (mg/g en base seca)				
	Fe	Ni	Co	Mo	Ca
Alimentación	0.74	ND	ND	ND	1.49
AT	0.46	ND	ND	ND	0.83
MM	0.44	ND	ND	ND	0.80
MT	0.40	ND	ND	ND	0.79

ND=No Detectado <0.5 µg/g ST

En la tabla anterior se observa que no se detectó la presencia de Ni, Co y Mo, incluso en el lodo de alimentación puede verse la ausencia de estos metales. La falta de estos nutrientes sin duda repercutió en el crecimiento y metabolismo de los microorganismos, puesto que su disponibilidad es importante para alcanzar una degradación eficiente de los compuestos orgánicos, debido a que activan las enzimas involucradas en la producción de metano (llangovan & Noyola, 1993; Osuna *et al.*, 2003, Batthacharya *et al.*, 1995; Kida *et al.*, 2001). En el caso del Fe su contenido es muy bajo comparado con llangovan & Noyola (1993), los cuales reportan una cantidad de 8.5-8.6 mg/g ST para la cama de lodos de un reactor UASB alimentado con vinazas y con Osuna *et al.* (2003) que reportan una cantidad de 1.32 mg/g de ST para un lodo de inóculo granular metanogénico obtenido de un reactor a escala real UASB, alimentado con agua residual de una destilería. El hierro es esencial para el crecimiento de las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas (Espinosa *et al.*, 1993). Por su parte el calcio, el cual es esencial en la degradación del acetato (White & Stuckey, 2000), también es bajo comparado con el reportado por llangovan & Noyola (1993) de 4.7 a 4.9 mg/g ST. Por otro lado, parece ser que en la primera fase acidogénica utiliza la poca cantidad de Fe disponible, puesto que en los efluentes de las segundas fases permanece casi igual que en el reactor AT.

Es necesario mencionar que la medición de la concentración total de metales nutrientes no siempre provee la información necesaria acerca de su biodisponibilidad, y en ocasiones su toxicidad. La distribución de esos metales (intercambiables, adsorbidos, orgánicos, carbonatos y sulfuros), es decir una especiación, determina su disponibilidad para las actividades metabólicas (Osuna *et al.*, 2003). La presencia de la forma intercambiable juega un papel importante

en las funciones fisiológicas de los microorganismos anaerobios (Ilangovan & Noyola, 1993). De lo anterior se establece que posiblemente parte del Fe pudo haber sido retenido como precipitado, es decir como sulfuro de hierro (Ilangovan & Noyola, 1993), lo cual complicó aún más la biodisponibilidad de este metal, aunado a la baja concentración del mismo.

Por otro lado, se tenía la intención de realizar una tercera caracterización en las segundas fases reduciendo el TRH a 8 días, lo cual no pudo realizarse, ya que como se observa en todas las figuras anteriores (las correspondientes a la segunda caracterización), casi al concluir la etapa del segundo periodo estable y después de éste, parámetros como pH y la relación de alcalinidades disminuyeron drásticamente, mientras que la acumulación de AGV se incrementó, especialmente en la segunda fase mesofílica llevándola a la falla. Para controlar esto, primero se aumentó el TRH (reducción de carga orgánica), para después suspender su alimentación, debido a que no mostró recuperación. El digestor MT, si bien no resultó tan afectado en parámetros como pH y α (aunque tampoco eran los adecuados), la producción de biogás y su composición disminuyeron, por lo que también fue suspendida su alimentación. Esto posiblemente se debió a que las bacterias acetoclásticas fueron afectadas en menor medida que las hidrogenofílicas, y gracias a su actividad (aunque limitada) la capacidad amortiguadora de MT no descendió tan severamente, lo cual no ocurrió con la fase MM.

La **tabla 6.7** muestra evidencia de que la baja actividad de las bacterias metanogénicas se debió a la falta de metales nutrientes necesarios para su metabolismo, lo cual se reflejó en una acumulación de AGV, así como un descenso en la producción de biogás y una menor reducción de sólidos volátiles.

El hecho de que las segundas fases metanogénicas (principalmente la mesofílica) hayan tenido la capacidad de degradar ciertas concentraciones de AGV durante la estabilización y que precisamente al término de este periodo estable comenzaran a incrementarse, puede deberse a que la concentración de metales nutrientes era adecuada para su operación a TRH de 13 días, y deficiente para 10 días de TRH (Osuna *et al.*, 2003). Al incrementar la carga orgánica es evidente que las bacterias metanogénicas acetoclásticas y por otro lado la relación sintrófica fueron afectadas, puesto que no tuvieron la capacidad de degradar el sustrato que ingresaba, fenómeno que se presentó mayormente en MM. Hay que recordar que ésta fase del estudio se operó cinco veces el TRH (50 días) antes de ser caracterizada.

6.4.3.3 Actividad metanogénica específica y periodo de recuperación en las segundas fases metanogénicas mediante la adición de metales nutrientes

La actividad metanogénica específica, la cual representa la masa de metano (expresado como DQO) que es producida por cantidad de biomasa (expresada como sólidos volátiles) al día, se realizó en la segunda caracterización con la

finalidad de medir la evolución metabólica de las bacterias de los lodos metanogénicos mesofílico y termofílico, es decir la capacidad de las bacterias metanogénicas para el consumo de sustrato (ácido acético y propiónico) y su transformación a CH₄. En este sentido, aparte de la actividad metanogénica convencional, le fueron añadidos al medio metales nutrientes (Fe, Ni, Co y Mo), de acuerdo a lo reportado por Weiland & Rozzi (1991), con objeto de estimular la biomasa favoreciendo la degradación de los sustratos utilizados y se realizó una tercera prueba, en la que le fue añadida una dosis de sulfato ferroso (Macarie & Guyot, 1995) además de los metales nutrientes. Los resultados obtenidos para las actividades metanogénicas en el segundo periodo de caracterización estable de los digestores MM y MT se muestran en la **tabla 6.8**.

La actividad metanogénica convencional se encuentra dentro del intervalo típico de lodos domésticos digeridos que va de 0.02 a 0.2 g CH₄-DQO/g SV·d (Field, 1986), en ambos digestores. La adición de micronutrientes al parecer no causó ningún efecto estimulante significativo en el lodo de ambas fases metanogénicas, puesto que el valor es similar al obtenido en la actividad convencional. Osuna *et al.* (2003) tampoco encontraron incremento en la actividad metanogénica al adicionar directamente metales traza a una prueba batch, lo cual contrastó con el comportamiento que presentó un reactor UASB a escala de laboratorio, al cual le adicionaron metales nutrientes, lo que estimuló la conversión de acetato y la completa degradación del propionato. Por su parte, Vandenburg & Ellis (2002) reportan una actividad metanogénica de 0.015 y 0.172 g CH₄-DQO/g SV·d para el lodo proveniente de la segunda fase (TRH de 12.6 días) de un sistema en dos fases termofílico/mesofílico, el cual fue alimentado: primero con una concentración de lodo combinado de 4.87% y después de 5.7%.

Tabla 6.8 Resultados de la actividad metanógena específica durante el segundo periodo de operación estable caracterizado en los digestores metanogénicos MM y MT (muestras del día 169)

Lodo	Sustrato	Prueba convencional	Metales nutrientes ^a	Metales nutrientes + Sulfato ferroso ^{ab}
		g CH ₄ -DQO/g SV·d		
MM	Ácido acético	0.107	0.108	0.112
	Ácido propiónico	0.111	0.111	0.112
MT	Ácido acético	0.118	0.123	0.116
	Ácido propiónico	0.114	0.119	0.117

a. Fe, Ni, Co y Mo (Weiland & Rozzi, 1991)

b. FeSO₄·7H₂O (Macarie & Guyot, 1995)

Con base en lo anterior, se preparó una solución de micronutrientes Fe (100 mg/L), Ni (15 mg/L), Co (10 mg/L) y Mo (0.2 mg/L), de acuerdo a lo reportado por Weiland & Rozzi (1991), concentraciones que según Espinosa *et al.* (1995) favorecieron la degradación de ácidos acético y propiónico. Dicha solución fue adicionada-diariamente a la alimentación de las segundas fases (efluente de AT) a partir del día 176; sin embargo, al no mostrar una pronta recuperación, se

suspendió la alimentación de las dos segundas fases por completo (*día 189*), no obstante la solución de metales continuó agregándose.

Como puede observarse en las **figuras 6.14 y 6.15** el periodo sin alimentación fue determinante para la recuperación del pH y la relación de alcalinidades (valores similares a los de la estabilización de la segunda etapa estable) del digestor MM. Una vez recuperado, se decidió alimentarlo primeramente a cargas orgánicas bajas y TRH largos, para finalmente, de acuerdo a su comportamiento en α , operar a 13 días. Por otro lado, el digestor MT fue alimentado nuevamente a 10 días de TRH, por una aparente recuperación en sus parámetros, al suspender su alimentación. De acuerdo a las **figuras 6.18, 6.19 y 6.20**, la respuesta a la adición de metales fue casi nula, debido a que no ayudó a la degradación de los productos intermedios como se esperaba, puesto que las concentraciones de estos no se redujeron significativamente. En el caso del ácido propiónico, con el cual se habían tenido los principales problemas de acumulación, de acuerdo a la **figura 6.19**, al final del gráfico parecen disminuir; sin embargo, este resultado no es suficiente para concluir que hubo una buena respuesta de las segundas fases a los micronutrientes. Un factor que pudo influir a la pobre estimulación de las bacterias a los metales nutrientes, es que al parecer la población de metanogénicas estaba inhibida o limitada en su crecimiento (White & Stuckey, 2003), y no pudo desarrollarse durante el tiempo en que se adicionaron los metales (*44 días*).

6.4.4 Coliformes fecales, salmonella y huevos de helmintos

La determinación de coliformes fecales durante el segundo periodo de caracterización en el influente y los efluentes de los arreglos en dos fases, se llevó a cabo mediante un programa de muestreo y análisis cuyos resultados se muestran en la **figura 6.23**. En dicho gráfico puede observarse que la reducción de coliformes en la primera fase termofílica a 3 días de TRH, siguió siendo satisfactoria para el cumplimiento del nivel máximo señalado para biosólidos clase A (<1000 NMP/g ST) en la NOM-004-SEMARNAT-2002, debido a que el contenido promedio en el efluente de 2×10^6 NMP/g ST, fue reducido a 343 NMP/g ST. La consistencia en la reducción de CF de la primera fase, puede ser consecuencia de la mejora en el mezclado que se realizó en este reactor, con lo cual se pudo acercar más al valor teórico del TRH, asegurando la permanencia de los CF en el sistema y su exposición a la temperatura de 55°C . Por otra parte, el nivel de CF fue conservado e incluso reducido ligeramente en las dos segundas fases, debido a que el digestor MM presentó un valor promedio de 73 NMP/g ST, mientras que un resultado similar fue obtenido para el digestor MT, puesto que fue de 83 NMP/g ST.

En lo que se refiere a *salmonella*, el número promedio en la mezcla de lodo para el segundo periodo de caracterización fue de 1×10^4 NMP/g ST; valor que en esta ocasión fue reducido a 3.3 NMP/g ST en la primera fase acidogénica termofílica AT, el cual es prácticamente el valor señalado en la NOM-004-SEMARNAT-2002

para clase A, de 3 NMP/g ST. No obstante en los efluentes finales MM y MT, dicho microorganismo no fue detectado.

Por su parte, Han *et al.* (1997) encontraron que un sistema en dos fases termofílico/mesofílico, alimentado con lodo combinado y operado a TRH de 1-2 días en la primera fase y 10 días en la segunda, lograba que el efluente final tuviera un contenido de CF menores a 1000 NMP/g ST. Además, en otro estudio con un sistema termofílico/mesofílico alimentado con lodo primario, Han & Dague (1997), lograron una cantidad de CF en el efluente final de 310 NMP/g ST, operando la primera fase a TRH de 3.3-5 y la segunda a 6.7-10 días.

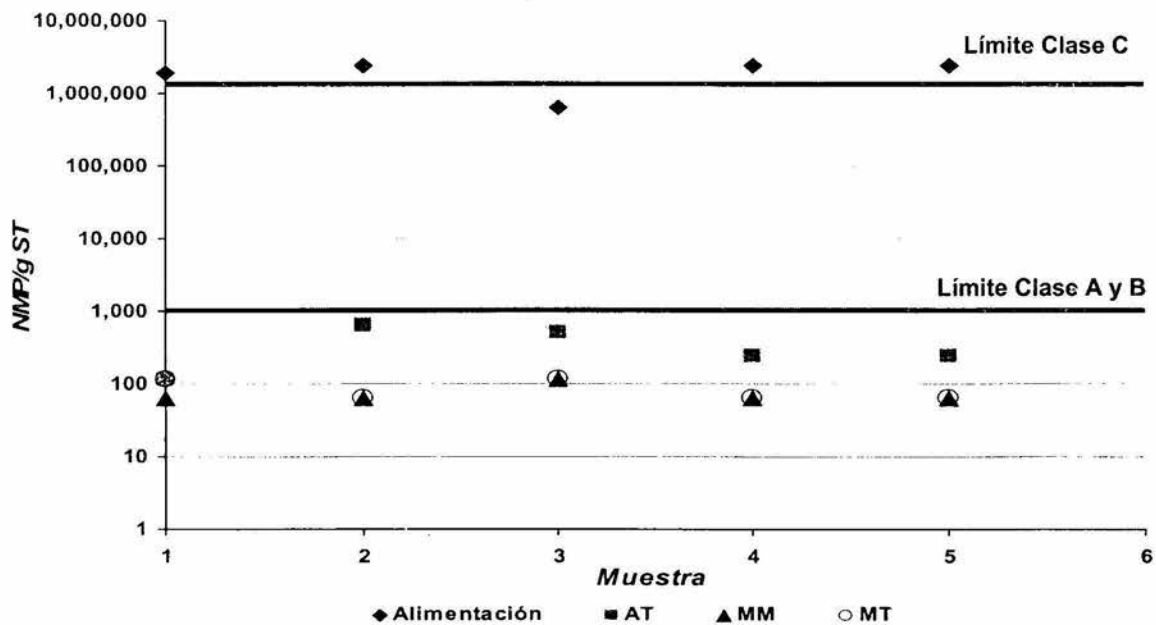


Figura 6.23 Coliformes fecales en el lodo influente y en los efluentes de los arreglos en dos fases durante el segundo periodo de caracterización de operación estable

En lo referente al conteo de huevos de helmintos (**tabla 6.9**), los valores obtenidos en la destrucción en esta ocasión, sí son satisfactorios para la Norma Mexicana en lo que respecta a biosólidos clase A (menor a 1 HH_{viable}/g ST), ya que prácticamente no se detectó ningún huevecillo viable en la primera fase termofílica (pérdida de viabilidad del 98%). Por su parte el número de HH en el efluente metanogénico MM fue de 0.3 $HH_{viables}/g$ ST, valor que sigue cumpliendo con lo señalado para clase A. En el caso del digestor de segunda fase MT no se encontró ningún huevo de helmintos viable. Estos resultados pueden ser reflejo del mencionado mejoramiento en la mezcla del reactor que presentó la primera fase, con lo cual la aumentó la eficiencia en la pérdida de viabilidad. Lo anterior confirma que tiempos de retención de 3 días a la temperatura de operación termofílica (55°C), aunado a un buen mezclado es suficiente para la completa pérdida de viabilidad de estos parásitos.

Tabla 6.9 Número de huevos de helmintos en el lodo de alimentación y en las purgas de los sistemas de dos fases durante la segunda caracterización

	Alimentación		AT		MM		MT	
	Prom	%	Prom	%	Prom	%	Prom	%
HH _{viables} /g ST	10.8	27	0.2	1	0.3	2	0	0
HH _{no viables} /g ST	29.2	73	21.2	99	21.5	98	32.5	100
HH _{totales} /g ST	40.0	100	21.3	100	21.8	100	32.5	100
% pérdida de viabilidad	-	-	-	98	-	97*	-	100*

Prom= Promedio

* Del sistema en dos fases

6.5. Tercera caracterización de operación estable (únicamente primera fase: digester AT a TRH de 2 días)

Como ya fue mencionado, en las **figuras 6.2** y **6.3** se muestra que efectivamente el pH y la relación de alcalinidades disminuyeron al reducir el TRH a 2 días de operación en la primera fase acidogénica termofílica, sin embargo la concentración de AGV (**figuras 6.18**, **6.19** y **6.20**) no sufrió un incremento significativo, puesto que la concentraciones promedio de ácidos acético, propiónico y butírico para la caracterización de AT, fueron de 2453 ± 165 , 1286 ± 135 y 600 ± 156 mg/L respectivamente, las cuales fueron similares a las obtenidas cuando operó a 3 días de TRH. En ese sentido, la relación AGV/DQO₅ a estas condiciones (**tabla 6.6**) fue de 0.36, lo cual indica que el grado de acidificación fue bajo y que existió una cantidad considerable de materia solubilizada no debida a AGV (Maharaj & Elefsiniotis, 2001; Yang *et al.*, 2002). Lo anterior parece indicar que el grado de acidogénesis de este lodo alcanzado a los 2 días de TRH en la primera etapa termofílica, es esencialmente el mismo que a 3 días.

Por otro lado, como ya se mencionó, no se limitó del todo la presencia de la metanogénesis con la reducción del TRH, a pesar el lavado de microorganismos que pudo existir (Massey & Pohland, 1978), por lo que la producción de metano ($24 \pm 2\%$) posiblemente fue también una consecuencia de la existencia de bacterias metanogénicas de mayor rapidez de crecimiento en el lodo de alimento (Cheunbarn & Pagilla, 2000); Lens *et al.* (1995) mostraron que bacterias metanogénicas acetotróficas e hidrogenofílicas, estaban presentes en reactores aireados, con excepción de uno, el cual era aireado con oxígeno puro; además Wu *et al.* (1987) reportaron la presencia de una cantidad considerable de bacterias metanogénicas en el lodo activado.

6.5.1 Coliformes fecales, salmonella y huevos de helmintos

Los resultados de número más probable de coliformes fecales en el efluente de digester acidogénico termofílico, operando aun TRH de 2 días (**figura 6.24**), también satisfacen el criterio de biosólidos clase A establecido en la Normatividad Mexicana, debido a que el promedio fue de 10 NMP/g ST.

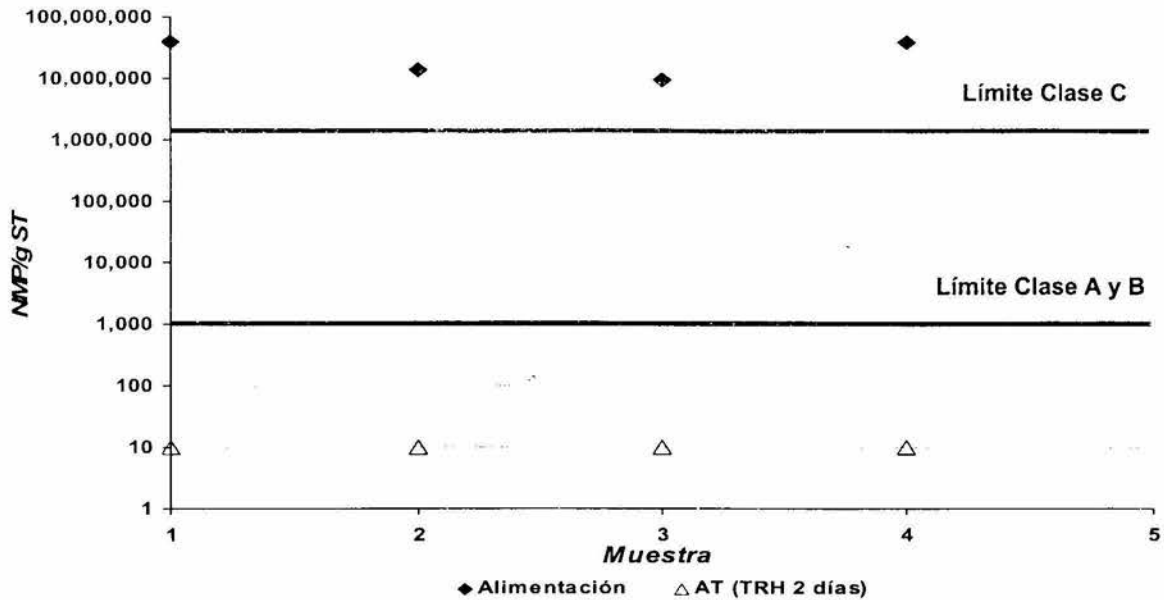


Figura 6.24 Coliformes fecales en el lodo influente y en el efluente durante la tercera caracterización de operación estable de AT

Por otro lado, no hubo detección de *salmonella* en el efluente del digestor acidogénico termofílico AT, por lo que la operación a 2 días de TRH también satisface lo señalado en la NOM-004-SEMARNAT-2002, para la clase más estricta (A), puesto que el valor máximo es de 3 NMP/g ST. En este sentido, Cheunbarn & Pagilla (2000) reportan que la *salmonella* en el efluente de un sistema en dos fases termofílico/mesofílico, en el cual la primera fase operó a 1 día de TRH, siempre fue menor a 3 NMP/4g ST.

En la **tabla 6.10** se observa que el conteo de HH bajo estas condiciones de operación (TRH de 2 días), cumplió con el límite especificado en la Norma Oficial Mexicana menor a 1 HH_{viable}/g ST, por lo que se confirma que se pueden obtener los mismos resultados que si se opera a 3 días de TRH. Es necesario señalar que el número de HH totales en el lodo de alimentación al reactor acidogénico para este caso, fue incluso mayor que en las caracterizaciones anteriores. A pesar de lo anterior, la eficiencia en la pérdida de viabilidad del digestor es eficiente, puesto que solamente hubo 0.7 HH_{viables}/g ST.

En ese sentido, Huyard *et al.* (2000) lograron una destrucción de HH de 2.6 log después del reactor termofílico a 2 días de TRH de un sistema en dos fases, con un lodo (mezcla de LP y LS compuesta por 60% y 40% en volumen, respectivamente) que contenía 162.5-225 HH_{viables}/g ST, además encontraron que ninguno de los HH eran viables en el efluente de la primera fase acidogénica. Cabe señalar que por falta de estos microorganismos parásitos en el lodo crudo utilizado en ese estudio, estos fueron añadidos por los autores. Además, también reportaron la destrucción de 5.5 unidades logarítmicas de CF después de la primera fase.

Tabla 6.10 Número de huevos de helmintos durante la tercera caracterización de AT

	Alimentación		AT	
	Prom	%	Prom	%
HH _{viables} /g ST	18	28	0.7	1
HH _{no viables} /g ST	44.3	72	54.7	99
HH _{totales} /g ST	67.3	-	55.3	-
% pérdida de viabilidad	-	-	-	94

Prom=Promedio

De lo anterior, se puede establecer que la eliminación de microorganismos patógenos y parásitos depende de la temperatura principalmente, sin embargo para obtener resultados adecuados, lo anterior debe estar íntimamente ligado a un buen mezclado.

6.6 Resultados de operación representativos

En la **tabla 6.11** se presenta una síntesis de los efectos causados por el cambio de TRH en cada fase durante los periodos de caracterización, mientras que en la **tabla 6.12** se resumen los resultados promedio representativos, durante cada periodo de caracterización de operación estable.

Tabla 6.11 Síntesis de efectos causados por el cambio de TRH en las diferentes fases

Digestor	Periodo	Variable/cambio	Efecto
1ª fase acidogénica AT (55°C)	1ª Caracterización	Operación a TRH de 3 días	El pH fue ligeramente ácido. La relación de alcalinidades indicó que el digestor sí estaba acidificado. La concentración de AGV fue incrementada notablemente respecto a la del influente, excepto de butírico. Presentó un bajo %RSV. Logró la destrucción de CF y <i>salmonella</i> a valores que cumplen con lo especificado para clase A, excepto para HH.
	2ª Caracterización	Continuación de operación a 3 días de TRH y mejoramiento del mezclado (hasta el día 195 de operación)	Los valores de pH y relación de alcalinidades permanecieron prácticamente iguales que en la caracterización anterior, así como la concentración de AGV. Nuevamente la destrucción de patógenos cumplió con los criterios establecidos en la Norma Mexicana. Sin embargo, en esta ocasión el conteo de HH también fue satisfactorio en el efluente de este digestor.
	3ª Caracterización	Reducción del TRH a 2 días (del día 196 al 220 de operación)	Los valores de pH, relación de alcalinidades y alcalinidad tuvieron un ligero descenso. Los AGV y la fracción de acidificación de la DQO soluble fueron prácticamente los mismos que presentó en su operación a 3 días de TRH. La eliminación de microorganismos patógenos y parásitos fue satisfactoria para el cumplimiento de la NOM-004-SEMARNAT-2004, en lo referente a biosólidos clase A. No se evitó la presencia de metanogénesis.
2ª fase metanogénica MM (35°C)	1ª Caracterización	Operación a TRH de 13 días (hasta el día 117 de operación)	La operación se efectuó con normalidad. Hubo una notable reducción de los AGV incrementados en la primera fase. El número de CF y <i>salmonella</i> permanecieron por debajo de lo que señala la Norma para biosólidos clase A, excepto para HH, aunque el valor fue prácticamente el establecido en dicha normatividad. El %RSV indica que la estabilización debe ser aún mejorada.
	2ª Caracterización	Reducción del TRH a 10 días (del día 118 al 173 de operación)	Mostró baja eficiencia. El sistema no tuvo la capacidad de asimilar el sustrato. Existió acumulación de propiónico y butírico en menor medida. El nivel de patógenos y parásitos proveniente de la primera fase, fue conservado en MM por debajo de lo que señala la Norma para clase A.
	Final de recuperación	Suspensión de alimentación, adición de metales nutrientes y operación nuevamente a 13 días de TRH (del día 174 al 220)	El sistema falló en la operación a 10 días. La acumulación de AGV fue mayor que para el digestor MT. El período sin alimentación ayudó en la recuperación del sistema. La respuesta a los metales nutrientes fue casi nula puesto que los AGV no se redujeron significativamente.
2ª fase metanogénica MT (55°C)	1ª Caracterización	Operación a TRH de 13 días (hasta el día 117 de operación)	Se presentaron parámetros adecuados durante su operación. Sin embargo, mostró acumulación de ácido propiónico. El %RSV tampoco cumplió con el establecido en la Norma para evitar la atracción de vectores. La eliminación de patógenos y parásitos sí cumplió con lo establecido en la NOM-004-SEMARNAT-2004, para clase A.
	2ª Caracterización	Reducción del TRH a 10 días (del día 118 al 173 de operación)	Mostró baja eficiencia. La relación sintrófica nuevamente presentó inhibición bajo estas condiciones, por lo que hubo acumulación de propiónico. En lo relativo a CF, <i>salmonella</i> y HH siguió cumpliendo con la Norma para clase A.
	Final de recuperación	Suspensión de alimentación, adición de metales nutrientes y operación nuevamente a 10 días de TRH (del día 174 al 220)	El sistema no falló tan drásticamente como su contraparte mesofílica. Al suspender su alimentación, también presentó mejoría en parámetros como pH y relación de alcalinidades. Mostró una baja estimulación a los metales nutrientes adicionados.

Tabla 6.12 Resumen de los resultados promedio representativos durante cada periodo de operación estable en los arreglos de dos fases, caracterizados de acuerdo al TRH

Parámetro	Primera caracterización					Segunda caracterización					Tercera caracterización
	1ª Fase AT	2ª Fase MM	2ª Fase IMT	Global AT-MM	Global AT-IMT	1ª Fase AT	2ª Fase MM	2ª Fase IMT	Global AT-MM	Global AT-IMT	1ª Fase AT
TRH (d)	3	13	13	16	16	3	10	10	13	13	2
Volumen del digestor	3.75	5	5	-	-	3.75	5	5	-	-	3.75
Temperatura (°C)	55	35	55	-	-	55	35	55	-	-	55
pH	6.52±0.08	7.68±0.13	7.76±0.09	7.68	7.76	6.34±0.09	7.06±0.06	7.22±0.14	7.06	7.22	6.18±0.1
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	4904±290	5248±258	6047±269	5248	6047	5149±247	5234±366	5729±299	5234	5729	3816±453
Relación de alcalinidades (α)	0.194±0.03	0.504±0.04	0.444±0.02	0.504	0.444	0.162±0.03	0.341±0.02	0.334±0.02	0.341	0.334	0.117±0.03
Biogás TPN (mL/d)	1511±97	2192±335	995±86	3703	2506	1684±37	1573±261	1054±251	3257	2738	1315±26
m ³ biogás TPN/ kg SV alimentado	0.04	0.22	0.10	0.26	0.14	0.04	0.10	0.07	0.14	0.11	0.02
CH ₄ (%)	25±2	61±4	54±4	55*	46*	28±1	57±3	52±3	49*	43*	24±2
H ₂ S (%)	-	-	-	-	-	0.23	0.02	0.03	0.08*	0.08*	-
Volumen de alimentación (L/d)	1.25	0.385	0.385	-	-	1.25	0.5	0.5	-	-	1.875
Influyente (g SV/L)	29±1.9	26±1.1	26±1.1	29	29	34±0.1	30±0.8	30±0.8	34	34	31±1.5
(SV/ST)% influyente	59±1	56±2	56±2	59	59	68±1	63±1	63±1	68	68	63±2
Efluente (g SV/L)	26±1.1	19±0.4	22±0.6	19	22	30±0.8	25±0.4	27±1.1	25	27	28±1.6
(SV/ST)% efluente	56±2	50±1	51±1	50	51	63±1	59±1	59±2	59	59	61±3
Carga orgánica influyente (kg SV/m ³ -d)	9.7	2.0	2.0	4.1	4.1	11.3	3.0	3.0	4.8	4.8	15.7
Carga orgánica efluente (kg SV/m ³ -d)	8.6	1.5	1.7	-	-	10.1	2.5	2.6	-	-	14
E reactor (%)	11	25	13	36	24	11	16	11	27	22	11
RSV (%)	14	20	17	31	28	17	18	18	32	32	7
mL CH ₄ /d	373	1424	570	1797	943	470	954	576	1424	1046	485
m ³ CH ₄ TPN/ kg SV alimentado	0.01	0.14	0.06	0.15	0.07	0.01	0.06	0.04	0.07	0.05	0.01
m ³ CH ₄ TPN/ kg SV eliminado	0.09	0.58	0.45	0.67	0.54	0.10	0.40	0.29	0.50	0.39	0.05

TPN: temperatura 0°C y presión de 1 atm

* Suponiendo que se mezclan los gases-Cálculo realizado a partir de los m³ biogás/kg SV alimentado, según Ghosh et al. (1995)

%E reactor= Eficiencia de remoción de SV= $\frac{(g\ SV)_{influyente} - (g\ SV)_{efluente}}{(g\ SV)_{influyente}} \times 100$ %RSV= Porcentaje de reducción de la fracción volátil= $100(a-b)/(a-b)$
donde a= fracción decimal de SV en el influente b= fracción decimal de SV en el efluente

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 Conclusiones

1. Los resultados muestran que la digestión anaerobia en dos fases termofílica/mesofílica de lodos municipales es una adecuada opción tecnológica para la producción de biosólidos clase A, los cuales son susceptibles de reutilizarse con fines agrícolas, sin llegar a representar un riesgo para la salud pública.
2. La mayor destrucción de coliformes fecales, *salmonella* y pérdida de viabilidad en huevos de helmintos fue realizada en la primera fase acidogénica termofílica puesto que se cumplen los criterios establecidos para clase A en la Norma Mexicana (<1000 NMP/ g ST para coliformes fecales, <3 NMP/g ST para *salmonella* y <1 HH_{viable}/g ST para el caso de huevos de helmintos). Se identificó una excepción en el conteo de HH de la primera caracterización en el sistema termofílico/mesofílico; sin embargo, el valor obtenido (1.1 HH_{viable}/g ST) es prácticamente el especificado por la Norma. La primera etapa termofílica sirve para desinfectar el lodo, reduciendo de manera notable la cantidad de patógenos (coliformes fecales y *salmonella*) y parásitos (huevos de helmintos), dejando al lodo predigerido, para que en el digestor mesofílico se complete la conversión y estabilización de la materia orgánica a metano.
3. El grado de acidogénesis prácticamente fue el mismo al operar la primera fase acidogénica termofílica AT, a TRH de 2 y 3 días con pH de 6.4 y 6.2. Bajo estas condiciones, no pudo evitarse la presencia de la metanogénesis.
4. La operación de la segunda fase metanogénica mesofílica MM a TRH de 13 días, se efectuó con normalidad, debido a la notable reducción en la concentración de ácidos grasos volátiles incrementados en la primera fase, Lo anterior confirmó lo importante que resulta ser la fase mesofílica, puesto que con ésta se abate la desventaja de grandes concentraciones de AGV en los efluentes termofílicos.
5. La operación de la segunda fase metanogénica termofílica MT a TRH de 13 días, mostró una acumulación de ácido propiónico, producto de la inhibición de las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas y las OHPA; sin embargo, la degradación del ácido acético presentó menos problemas e influyó para que este digestor mantuviera algunos parámetros de operación y respuesta adecuados.
6. La reducción del TRH en ambas fases metanogénicas a 10 días, dio como resultado una baja eficiencia en los dos digestores, principalmente en el mesofílico, puesto que la relación de alcalinidades indicó que este sistema no tuvo la capacidad de asimilar el sustrato que a él ingresaba, debido a

que existió una acumulación de ácidos propiónico y butírico, la cual fue atribuida a la acumulación de H_2 y la carencia de metales nutrientes en el lodo, sumado a que la distribución de los elementos traza pudo reducir aún más su biodisponibilidad.

7. El porcentaje de reducción de la fracción volátil (%RSV) de los sistemas termofílico/mesofílico y termofílico/termofílico en ambos periodos de caracterización de operación estable no cumplen con el mínimo especificado por la NOM-004-SEMARNAT-2002 para evitar la atracción de vectores (38%), lo cual indica que la estabilización presentada debe ser aún mejorada. Otro efecto de los relativamente bajos %RSV se vio reflejado en la producción específica de metano ($m^3 CH_4/kg SV_{eliminados}$), la cual también presentó valores inferiores al intervalo señalado en la literatura para digestores de lodos. Sin embargo, estos resultados son comparables con otros trabajos realizados.
8. La adición de metales no ayudó a que se redujeran significativamente las concentraciones de AGV (especialmente el ácido propiónico) en los periodos de recuperación de las segundas fases y durante el tiempo de experimentación en que se adicionaron (44 días)

7.2 Recomendaciones

1. Es necesario elevar la eficiencia en la reducción de SV y la producción de metano ($m^3 CH_4/kg SV_{eliminados}$), por lo que se recomienda un diseño adecuado en el pretratamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales, para evitar al máximo el paso de arenas que disminuyan la concentración de SV del lodo primario. Otra opción puede ser realizar un pretratamiento térmico, mecánico o químico al lodo activado, después de ser espesado y antes de mezclarlo con el lodo primario. Lo anterior posiblemente traería como resultado una mayor cantidad de sustrato (SV) y seguramente valores de producción específica de metano y de %RSV más cercanos a los reportados en la literatura.
2. Realizar una especiación de metales nutrientes, con objeto de conocer la distribución de los elementos traza en el lodo, así como para saber existen carencias de los mismos, lo cual proveerá la información acerca de su biodisponibilidad para las actividades metabólicas.
3. Realizar un diseño de experimentos para conocer la concentración de micronutrientes más adecuada y estimular al máximo la degradación de ácidos acético y propiónico en lodos con carencia de metales traza.
4. Se puede establecer que la eliminación de microorganismos patógenos y parásitos depende de la temperatura principalmente, sin embargo para

obtener resultados adecuados, lo anterior debe estar íntimamente ligado a un buen mezclado en el sistema.

5. Esta tecnología puede ser adoptada por los actuales trenes de tratamiento de lodos construidos en nuestro país que contemplen la digestión anaerobia convencional (situación que también puede ser tomada en cuenta para los que estén en proyecto), debido que el implementar un digestor acidogénico termofílico operado a 2 días de TRH, en una instalación a escala real, puede lograrse la producción de biosólidos clase A. Este arreglo abarataría en gran medida la disposición final de biosólidos producidos, así como los costos de construcción y operación, puesto que el volumen del reactor de primera fase es reducido. En ese sentido, se recomienda operar la segunda fase metanogénica mesofílica a TRH de 13 días.
6. Es conveniente investigar la operación de una primera fase a TRH menores a 2 días. En este sentido, es necesaria también, una investigación más profunda a TRH de 10 días o menores para una segunda fase mesofílica, especialmente asegurando la presencia suficiente de micronutrientes en los lodos.

REFERENCIAS

Aitken, M. & Mullennix, R. (1992). Another look at thermophilic anaerobic digestion of wastewater sludge. *Water Environmental Research*. 64. pp 915-919.

APHA, AWWA, WPCF (1989). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 19th Edition. USA.

Bhattacharya, S.K., Uberoi, V., Madura, R.L., & Haghghi-Podeh, M.R. (1994). Effect of cobalt on methanogenesis. *Environmental Technology*. Vol 16. pp 271-278.

Bhattacharya, S.K., Madura, R.L., Walling, D.A. & Farrell, J.B. (1996). Volatile solids in two-phase and conventional anaerobic sludge digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol 30. No 5. pp 1041-1048.

Bivins, J.L. & Novak, J.T. (2001). Changes in dewatering properties between the thermophilic and mesophilic stages in temperature-phased anaerobic digestion systems. *Water Environment Research*. Vol 73. No 4. pp 444-449.

Bode, H. & Klauwer, E. (1999). Advantages and disadvantages of different shapes in digester desing. *WQI Casebook*. March/april, pp 35-40.

Bright, D.A. & Healey, N. (2003). Contaminant risks from biosolids land application: contemporary organic contaminant levels in digested sewage sludge from five treatment plants in Greater Vancouver, British Columbia. *Environmental Pollution*. Vol 126. pp 39-49.

Brock, T.D., Madigan, M.T., Martinka, J.M. & Parker, J. (1997). *Biology of microorganisms*. Prentice-Hall International, Inc. USA. pp 986.

Cabirol, N., Rojas Oropeza, M. & Noyola, A. (2002). Removal of helminth eggs and fecal coliforms by anaerobic thermophilic sludge digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol 45. No 10. pp 269-274.

Carrington, E.G. (2001). Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction-final report. Study contract No. B4-3040/2001/322179/MAR/A2 for the European Commission Directorate-General Environment. 44 pp.

Cha, G.C. & Noike, T. (1997). Effect of rapid temperature change and HRT on anaerobic acidogenesis. *Wat. Sci. Tech.* Vol 36. No 6-7. pp 247-253.

Cheunbarn, T. & Pagilla, K.R. (2000). Anaerobic thermophilic/mesophilic dual-stage sludge treatment. *Journal of Environmental Engineering*. Vol 126. No 9. pp 796-801.

- de Bok, F.A.M., Plugge, C.M. & Stams, A.J.M. (2004).** Interspecies electron transfer in methanogenic propionate degrading consortia. *Water Research*. Vol 38. pp 1368-1375.
- CNA (2004).** *Estadísticas del agua en México*. <http://www.cna.gob.mx/>
- Demirel, B. & Yenigün, O. (2002).** Two-phase anaerobic digestion: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. Vol 77. pp 743-755.
- Droste, L.R. (1997).** *Theory and practice of water and wastewater treatment*. Edit. Wiley. 1st Edition. USA. 800 pp.
- Eckenfelder, W.W. (1989).** *Industrial water pollution control*. 2nd Edition. Mc Graw-Hill. USA. 399 pp.
- Elefsiniotis, P. & Oldham, W.K. (1994a).** Influence of pH on the acid-phase anaerobic digestion of primary sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. Vol 60. pp 89-96.
- Elefsiniotis, P. & Oldham, W.K. (1994b).** substrate degradation patterns in acid-phase anaerobic digestion of municipal primary sludge. *Environmental Technology*. Vol 15. pp 741-751.
- Espinosa, A., Rosas, L., Ilangovan, K. & Noyola, A. (1995).** Effect of trace metals on the anaerobic degradation of volatile fatty acids in molasses stillage. *Wat. Sci. Tech.* Vol 32. No. 12. pp 121-129
- Field, R.J. (1986).** Start-up and operation of UASB reactors. En: *Reactor start-up course notes*. Calí, Colombia. pp 1-15.
- Fukushi, K., Babel, S. & Burakrai, S. (2003).** Survival of *Salmonella spp.* in a simulated acid-phase anaerobic digester treating sewage sludge. *Bioresource Technology*. Vol 86. pp 53-57.
- Ghosh, S., Conrad, J.R. & Klass, D.L. (1975).** Anaerobic acidogenesis of wastewater sludge. *Journal WPCF*. Vol 47. No. 1. pp 30-45.
- Ghosh, S., Bouy, K., Dressel, L., Miller, T., Wilcox, G. & Loos, D. (1995).** Pilot and a full-scale two-phase anaerobic digestion of municipal sludge. *Water Environ. Res.* Vol 67. No. 2. pp 206-214.
- Gujer, W. & Zehnder, J.B. (1983).** Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol 5. pp. 127-167.
- Hamer, G., Bayers, J.D. & Beger, J. (1985).** Thermophilic anaerobic digestion for sewage sludge stabilization. *Acta Biotechnology*. 5. pp 225-234.

- Han, Y., Sung, S. & Dague, R. (1997).** Temperature-phased anaerobic digestion of wastewater sludge. *Wat. Sci. Tech.* Vol 36. No 6-7. pp 367-374.
- Han, Y. & Dague, R. (1997).** Laboratory studies on temperature-phased anaerobic digestion of domestic primary sludge. *Water Environ. Res.* Vol 69. No 6. pp 1139-1143.
- Hays ,B.D. (1976).** Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plants effluents and sludge. *Water Research.* Vol. 11. pp.583-595.
- Huyard, A., Ferran, B. & Audic, J-M. (2000).** The two phase anaerobic digestion process: sludge stabilization and pathogens reduction. *Wat. Sci. Tech.* Vol 42. No 9. pp 41-47.
- Ilangovan, K. & Noyola, A. (1993).** Availability of micronutrients during anaerobic digestion of molasses stillage using an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Environmental Technology.* Vol 14. pp 795-799.
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M. & Sawyer, C.L. (1983).** Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Jour. of Wat. Pollut. Cont. Fed.* Vol 55. pp. 448-453.
- Kida, K., Shigematsu, T. Kijima, J., Mochinaga, Y. Abe, N. & Morimura, S. (2001).** Influence of Ni²⁺ and Co²⁺ on methanogenic activity and the amounts of coenzymes involved in methanogenesis. *Journal of Bioscience and Bioengineering.* Vol 91. No 6. pp. 590-595.
- Kim ,M. & Speece, R.E. (2002).** Aerobic waste activated sludge (WAS) for start-up seed of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion. *Water Research.* Vol 36. pp 3860-3866.
- Kim, M., Ahn, Y.H. & Speece, R.E. (2002).** Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. termophilic . *Water Research.* Vol 36. pp 4369-4385.
- Krugel, S., Nemeth, L. & Peddie, C. (1998).** Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class A biosolids at the Greater Vancouver Regional Districts Annacis Island wastewater plant. *Wat. Sci. Tech.* Vol 38, No 8-9. pp. 409-416.
- Leclerc, M., Delbes, C., Moletta, R. & Gordon, J. (2001).** Single strand conformation polymorphism of 16S rDNA Archaea during start-up of an anaerobic digester. *FEMS Microbiology Ecology.* Vol 34. pp 213-220.

- Lens, P.N., De Poorter, M.P., Cronenberg, C.C. & Verstraete, W.H. (1995).** Sulfate reducing and methane producing bacteria in aerobic wastewater treatment systems. *Water Research*. Vol 29. No. 3. pp 871-880.
- Lue-Hing, C., Zens, D. & Kuchenrither, R. (1992).** *Municipal sewage management: processing, utilization and disposal*. Technomic Publishing Co. USA. 663 pp.
- Macarie ,H. & Guyot ,J.P. (1995).** Use of ferrous sulphate to reduce the redox potential and allow the start-up of UASB reactors treating slowly biodegradable compounds: application to a wastewater containing 4-methylbenzoic acid. *Environmental Technology*. Vol 16. pp 1185-1192.
- Maharaj, I. & Elefsiniotis, P. (2001).** The role of HRT and low temperature on the acid-phase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters. *Bioresource Technology*. Vol 76. pp 191-197.
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H. & Lettinga, G. (2004).** Anaerobic stabilization and conversion of biopolymers in primary sludge- effect of temperature and sludge retention time. *Water Research*. Vol 38. pp 983-991.
- Malina, J.F. & Pohland, F.G. (1992).** *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Co. USA. 214 pp.
- Manual de técnicas de laboratorio de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales.** Grupo digestión anaerobia. Instituto de Ingeniería. UNAM.
- Massey, M.L. & Pohland, F.G. (1978).** Phase separation of anaerobic stabilization by kinetic controls. *Journal WPCF*. Vol 50. pp 2204-2222.
- Metcalf & Eddy (1991).** *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3rd Edition. Mc Graw-Hill. USA. 1334 pp.
- Monroy, O., Famá, G., Meráz, M., Montoya, L. & Macarie, H. (2000).** Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the technology. *Water Research*. Vol 34. No 6. pp 1803-1816.
- 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. *Diario Oficial de la Federación*. 15 de agosto de 2002.
- 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*. Núm. 34. Enero-Febrero. pp 10-14.
- 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.
- Oles, J., Dichtl, N. & Niehoff, H. (1997).** Full scale experience of two stage thermophilic/mesophilic sludge digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol 36. No 6-7. pp 449-456.
- Oleszkiewicz, J.A. & Mavinic, D.S. (2002).** Wastewater biosolids: an overview of processing, treatment, and management. *J. Environ. Eng. Sci.* Vol 1. pp 75-88.
- Osuna, M.B., Iza, J., Zandvoort, M. & Lens P.N.L. (2003).** Essential metal depletion in an anaerobic reactor. *Wat. Sci. Tech.* Vol 48. No 6. pp 1-8.
- Qasim, S. (1994).** *Wastewater treatment plants*. Technomic Publishing Co. USA. 726 pp.
- Song, Y.C., Kwon, S.J. & Woo, J.H. (2004).** Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic and thermophilic digestion of sewage sludge. *Water Research*. Vol 38. pp 1653-1662.
- Vandenburgh, S.R. & Ellis, T.G. (2002).** Effect of varying solids concentration and organic loading on the performance of temperature phased anaerobic digestion process. *Water Environ. Res.* Vol 74. No 2. pp 142-148.
- van Lier, J.B. (1996).** Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process desing. *Antonie van Leeuwenhoek*. Vol 69. pp 1-14.
- Vavilin, V.A., Rytov, S.V., Lokshina, L.Y., Rintala, J.A. & Lyberatos, G. (2001).** Simplified hydrolysis models for the optimal desing of two-stage anaerobic digestion. *Wat. Res.* Vol 35. No 17. pp 4247-4251.
- Vesilind, A.P. & Hartman, G.C. (1988).** *Sludge management & disposal for the practicing engineer*. Lewis. USA. 341 pp.
- von Sachs, J., Meyer, U., Rys, P. & Feitkenhauer, H. (2003).** New approach to control the methanogenic reactor of a two-phase anaerobic digestion system. *Water Research*. Vol 37. pp 973-982.

- Watanabe, H., Kitamura, T., Ochi, S. & Ozaki, M. (1997).** Inactivation of pathogenic bacteria under mesophilic and thermophilic conditions. *Wat. Sci. Tech.* Vol 36. No 6-7. pp 25-32.
- Water Environment Federation (1993).** *Sludge stabilization.* Manual of practice No. FD-9. USA. 105 pp.
- 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. No. 8. pp 257-277
- White, C.J. & Stuckey, D.C. (2000).** The influence of metal ion addition on the anaerobic treatment of high strength soluble wastewater. *Environmental technology.* Vol 21. pp 1283-1292
- Winkler, M.(1994).** *Tratamiento biológico de aguas de desecho.* Limusa. México, D.F. 338 pp.
- Wu, W., Hu, J., Gu, X., Zhao, Y., Zhang, H. & Gu, G. (1987).** Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed. *Water Research.* Vol 21. No. 7. pp 789-799.
- Yang, K., Yu, Y. & Hwang, S. (2003).** Selective optimization in thermophilic acidogenesis of cheese-whey wastewater to acetic and butyric acids: partial acidification and methanation. *Water Research.* Vol 37. pp 2467-2477.
- Zábranská, J., Dohányos, M., Jeníček, P., Zaplatílková, P. & Kutil, J. (2002).** The contribution of thermophilic anaerobic digestion to the stable operation of wastewater sludge treatment. *Wat. Sci. Tech.* Vol 46. No 4-5. pp 447-453.

ANEXO 1
MÉTODOS ANALÍTICOS NO
NORMALIZADOS

† RELACIÓN DE ALCALINIDADES (α)

La relación de alcalinidades se calculó de acuerdo a Jenkins (1983), como el cociente de la alcalinidad debida a los bicarbonatos entre la alcalinidad total, mediante la siguiente expresión:

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

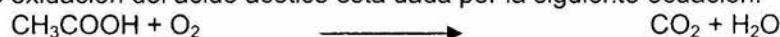
† RELACIONES ESTEQUIOMÉTRICAS PARA EL CÁLCULO TEÓRICO DE LA DQO SOLUBLE DEBIDA A LOS AGV

Los pesos moleculares de los compuestos son:

PM _{acético} =	60 g/mol
PM _{propiónico} =	74 g/mol
PM _{propiónico} =	88 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:

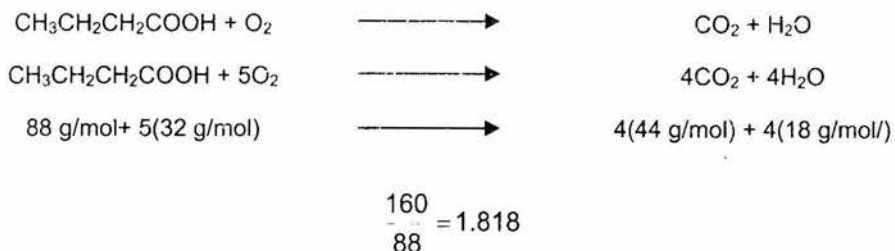


Por lo que el factor es:

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

Ácido butírico

Por su parte, para el ácido butírico es:



ACTIVIDAD METANÓGENA ESPECÍFICA

Las actividades metanógenas fueron calculadas a partir de la pendiente máxima de producción de CH_4 y de la cantidad de SSV existentes (*Manual de técnicas de laboratorio de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM*). A continuación se describe su técnica:

Preparación del medio

Material y equipo:

Autoclave

Cámara anaerobia (gases): N (pp) e H (pp)

Manifold (gases): N_2 - CO_2 (80%-20%), N (pp)

Parrilla de calentamiento

Balanza analítica

Botellas serológicas de cristal, capacidad 60 mL

Septos de hule limpios de corridas anteriores

Aros de aluminio de corridas anteriores

Pinzas

Matraces erlenmeyer de capacidad adecuada

Tapones de hule adecuados para los matraces

Dosificador

Pipetas serológicas de 10 y de 1 mL

Espátula

Piseta con agua destilada

Cinta masking

Papel aluminio

Jeringas de insulina

Agujas para jeringas

Composición del medio general (1000 mL)	
Solución mineral 1	50 mL
Solución mineral 2 (con cloruros)	50 mL
Solución de oligoelementos	10 mL
Solución de vitaminas	10 mL
Resarzurina (0.1% p/v-agua dest.)	1.0 mL
Extracto de levadura	1.0 g
Peptona de caseína	1.0 g
Bicarbonato de sodio	3.0 g
Solución de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (0.2% p/v-agua dest.)	1.0 mL
Solución de NiCl_2 (5 mg/100 ml)	10 mL
Cisteína	0.5 g

Procedimiento

- Calcular el volumen aproximado de medio que se requiere, de acuerdo con el número de botellas que se trabajarán, tener en cuenta lo siguiente:
 - Cada botella debe tener 16 mL de medio
 - Se recomienda trabajar por duplicado para cada ácido (acético, propiónico y/o butírico)
 - Se debe inocular por lo menos un testigo
 - Es conveniente preparar por lo menos tres botellas en exceso
- Calcular los volúmenes y pesos necesarios de cada reactivo y solución a utilizar para cada medio.
- Mezclar los reactivos y soluciones (excepto la cisterna) en un matraz erlenmeyer de capacidad adecuada para el volumen de medio a preparar, se recomienda:
 - Para volúmenes entre 400-600 mL, matraces de 1000 mL
 - Para volúmenes entre 150-350 mL, matraces de 500 mL
 - Poco comunes serán volúmenes menores a 100 mL, matraces de 250 mL
- Agregar agua destilada en un exceso de aproximadamente un tercio del volumen a preparar, disolver y mezclar perfectamente, el medio presentará una coloración de violeta ligero a rosa intenso.
- Poner a ebullición el medio en una parrilla caliente, en la zona donde está el manifold, introducir una de las jeringas sin aguja y dejarla por encima del nivel del líquido.
 - Cubrir la boca del matraz y la jeringa del manifold con papel aluminio: confeccionar un embudo que permita mover la jeringa del manifold para así favorecer la reducción del medio sin que éste se proyecte fuera del matraz
- Cuando el medio empieza a ebullición, iniciar el burbujeo con N (pp):
 - Revisar que esté cerrada la llave de paso del tanque
 - Abrir la llave general del tanque
 - Encender el controlador del manifold
 - Abrir despacio la llave de paso, sumergir la manguera en el medio, permitir un burbujeo intenso, pero que no haga proyectarse al medio
- Cuando el líquido alcance el volumen deseado, normalmente tendrá un color rosa muy pálido o amarillo paja, si no es así, agregar un poco de agua destilada y permitir que se siga reduciendo.
- Enfriar aún con la corriente de nitrógeno, se puede poner en un recipiente con agua fría.
- Cuando esté tibio, agregar la cisteína. Tapar con un tapón de hule adecuado sellar con cinta masking, dejar una orilla libre para manipular en la cámara anaerobia.
- Meter el medio a la precámara, junto con: las botellas serológicas, septos de hule, aros de aluminio y el dosificador.
- Hacer los cambios de atmósfera en la precámara e introducir el material en la cámara.
- Llenar las botellas con el dosificador, y tapar con septo y aro de aluminio cada una.
- Sacar las botellas con medio y el resto del material de la cámara.
- Cambiar atmósferas de las botellas durante 3 minutos para cada una:
 - Emplear la mezcla de N₂-CO₂ (80%-20%)
 - Poner una aguja para permitir evacuación del gas
- Esterilizar en autoclave durante 15 minutos con una presión de 15 psi y a 120 °C.
- Permitir que se enfríen las botellas y medir el pH a una de ellas, éste debe estar en un intervalo de 6.8 a 7.0, si no es así, normalmente ocurre que es mayor, entonces es necesario poner a entibiar las botellas en baño maría y cambiar atmósfera con la mezcla de N₂-CO₂ (80%-20%) durante cinco minutos.

Inoculación

Material:

Botellas serológicas de 60 mL con medio anaerobio

Cámara anaerobia: gases H (pp) y N (pp)

Manifold (gases): N₂-CO₂ (80%-20%), N (pp)

Pipeta serológica despuntada

Propipeta
 Sustrato (ácido orgánico)
 Jeringa(s) de insulina con aguja
 Septos de hule y aros de aluminio nuevos
 Pinzas

Procedimiento

- 24 horas antes de inocular, dejar el lodo bajo una presión de vacío de 15 psi.
- Previamente se debe determinar la concentración de SSV en el lodo.
- Determinar la cantidad de sustrato, hacer los siguientes cálculos:

$M\text{-DQO (mg)} = (\text{carga orgánica, mg DQO/mg SSV})(\text{Vol. lodo, mL})(\text{Conc. lodo, mg SSV/mL})$
 donde M-DQO son los mg de DQO del sustrato por adicionar

Para ello, tomar las siguientes aproximaciones (volúmenes de ácidos concentrados):

- 1 g DQO = 1 mL de ácido acético
- 1 g DQO = 0.66 mL de ácido propiónico
- 1 g DQO = 0.55 mL de ácido butírico

Se recomienda una carga de 0.4 mg DQO/mg SSV para la actividad al acético y de 0.2 para actividades al propiónico y al butírico

- Introducir el material a la cámara anaerobia, no olvidar etiquetar las botellas.
- Destapar las botellas y adicionar 0.4 ml de sulfuro de sodio a cada una.
- Adicionar 4 mL de lodo a cada botella, tomar una muestra bien homogénea de lodo.
- Tapar las botellas testigo.
- Purgar 2-3 veces la(s) jeringa(s) antes de tomar el sustrato, inyectar el gas a la botella del sustrato y tomar el mismo volumen de líquido.
- Adicionar la cantidad calculada de sustrato a cada botella prueba.
- Sacar el material de la cámara anaerobia, registrar fecha y hora de inoculación.
- Incubar las botellas a 35-37 °C para condiciones mesofílicas y a 55 °C a termofílicas.
- Una hora después de inocular, tomar con una jeringa "pressure lock" una primera muestra de biogás y determinar por cromatografía si hubo producción de metano, normalmente un pico de metano de 1.8-2.0 cm se puede interpolar sin problema.
- Hacer un seguimiento constante de la producción de metano para cada botella, se recomienda:
 - para un lodo que en la primera hora o tres horas, el pico de metano se puede interpolar en la curva, inyectar cada hora o cada dos horas
 - para un lodo cuyo pico de metano se puede interpolar hasta las cinco u ocho horas, inyectar dos a tres veces al día
 - para un lodo cuyo pico de metano se puede interpolar hasta las 12 a 24 horas, inyectar una vez al día
 - ocasionalmente habrá lodos que produzcan muy poco metano y será conveniente inyectar cada tercer día.
- En ocasiones; la producción de biogás es muy alta, por lo que la gráfica del pico de metano sobrepasa la capacidad del graficador, en este caso se recomienda inyectar 0.3 mL de muestra.

Cálculos

- Obtener el número de moles de metano por interpolación en la curva.
- Calcular el factor de corrección:

$$\frac{\text{ml medio} + 0.4 \text{ mL de Na}_2\text{S} + \text{mL lodo} + \text{mL sustrato} = \text{fase líquida}}{\text{vol. botella (60 mL)} - \text{fase líquida}} = \text{fase gaseosa}$$

$$\frac{\text{fase gaseosa}}{\text{mL inyectados}} = \text{factor}$$
- Obtener moles totales multiplicando el valor de moles por el factor calculado.
- Construir la gráfica moles totales vs tiempo (días).

- Obtener la pendiente máxima de la curva.
- Esta pendiente (b) corresponde a la $V_{m\acute{a}x}$ (velocidad máxima de producción de metano).
- Calcular los mg de SSV en la botella (multiplicar los SSV en mg/mL por los 4 mL de lodo).
- Realizar el siguiente cálculo:

$$\frac{V_{m\acute{a}x}(\text{mol CH}_4/\text{d})}{\text{mg SSV}} = x \text{ mol CH}_4 \cdot \text{d}/\text{mg SSV}$$

Con el fin de tener unidades comparables con otros trabajos, el resultado de la actividad se correlaciona con la DQO teórica del metano, multiplicando por 16, por 4 y por 1000.

Actividad metanogena específica (AE) = $(x \text{ mol CH}_4 \cdot \text{d} / \text{mg SSV})(16)(4)(1000)$

$$AE = x \text{ g CH}_4\text{-DQO}/\text{g SSV}\cdot\text{d}$$

† SOLUCIÓN DE METALES NUTRIENTES ADICIONADOS A LAS SEGUNDAS FASES METANOGÉNICAS Y A LA ACTIVIDAD METANÓGENA ESPECÍFICA

La solución de micronutrientes que fue adicionada al influente de las segundas fases (lodo proveniente de la primera etapa AT), debido a su baja eficiencia en la degradación de AGV, se preparó de acuerdo a lo reportado por Weiland & Rozzi (1991), considerando para fines prácticos que $DQO_{\text{total}} = 1.5 \cdot SV$. En la siguiente tabla, se muestra la concentración de los elementos traza y el compuesto utilizado para cada micronutriente adicionado.

Metales traza adicionados a las segundas fases metanogénicas MM y MT, en función de la concentración de DQO del lodo de AT (Weiland & Rozzi, 1991)

<i>Elemento</i>	<i>Concentración del metal mg/L a 50 g DQO/L</i>	<i>Compuesto adicionado</i>
Fe	100	FeSO ₄ ·7H ₂ O*
Ni	15	NiCl ₂ ·6H ₂ O
Co	10	CoCl ₂ ·6H ₂ O
Mo	0.2	MoO ₃

*Nota: En el medio de la actividad metanogénica se adicionó FeCl₂·4H₂O, aparte de la dosis de sulfato ferroso recomendada por Macarie & Guyot, 1995

Cabe mencionar que estas mismas concentraciones de metales fueron adicionadas al medio de la actividad metanogénica específica.

ANEXO 2
CÁLCULO DEL VOLUMEN DE
ALIMENTACIÓN

+ CÁLCULO DEL PORCENTAJE DE VOLUMEN PARA LA MEZCLA DE LODOS PRIMARIO Y SECUNDARIO DE ALIMENTACIÓN

El cálculo siguiente fue con base en las consideraciones de diseño establecidas en la literatura (Metcalf & Eddy, 1991; Qasim, 1994)

- Características del agua residual
 - Gasto medio (Q_m) = 21,600 m³/d
 - DBO₅ = 300 mg/L = 0.3 kg/m³
 - SST = 260 mg/L = 0.26 kg/m³
- Características de los sólidos en los lodos
 - Concentración de ST lodo primario = 6%
 - Concentración de ST activado espesado = 4%
 - Peso específico en los lodos = 1.0
- Características en el efluente del tanque de aireación
 - DBO₅ = 20 mg/L = 0.02 kg/m³
 - SST = 22 mg/L = 0.022 kg/m³

Entonces:

Sedimentación Primaria

SST en el influente

$$0.26 \text{ kg/m}^3 (21,600 \text{ m}^3/\text{d}) = 5,616 \text{ kg/d}$$

El porcentaje de SST eliminados = 70%

$$0.70 (5,616 \text{ kg/d}) = 3,931.2 \text{ kg/d}$$

El volumen producido al día es:

$$Q_{LP} = \frac{3,931.2 \text{ kg/d}}{1.0 \times 60 \text{ kg/m}^3} = 65.52 \text{ m}^3/\text{d}$$

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

$$\text{DBO}_5 \text{ en el efluente de la sedimentación primaria} = 0.30 \text{ kg/m}^3 (21,600 \text{ m}^3/\text{d})(0.66) = 4,276 \text{ kg/d}$$

$$\text{SST en el efluente de la sedimentación primaria} = 0.26 \text{ kg/m}^3 (21,600 \text{ m}^3/\text{d})(0.3) = 1,684 \text{ kg/d}$$

$$\text{Gasto que va al tanque de Lodos activados} = 21,600 \text{ m}^3/\text{d} - 65.52 \text{ m}^3/\text{d} = 21,534.48 \text{ m}^3/\text{d}$$

Tanque de aireación de lodos activados y espesador por gravedad

Suponiendo que:

- SSVLM = 3500 mg/L = 3.5 kg/m³
- SSVLM/SSLM = 0.8
- Se desprecia el retorno de sobrenadante del espesador
- DBO₅ = 0.68 · DBO_{última}
- 1 g de sólidos biodegradables = 1.42 g de DBO_{última}
- El 80% de los SST en el efluente del tanque son volátiles y un 65% biodegradables
- Y = 0.57
- θ_C = 10 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:

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

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

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

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

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

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

$$P_x(\text{SSV}) = 0.3536 (21,534.48 \text{ m}^3/\text{d})(0.198 \text{ kg/m}^3 - 0.0074 \text{ kg/m}^3)$$

$$P_x(\text{SSV}) = 1,451.39 \text{ kg/d}$$

Los SST son :

$$\frac{1,451.39 \text{ kg/d}}{0.80} = 2,288 \text{ kg/d}$$

La masa de SST en el efluente es:

$$\text{SST}_{\text{efluente}} = 0.022 \text{ kg/m}^3 (21,534.48 \text{ m}^3/\text{d}) = 473.76 \text{ kg/d}$$

Suponiendo que la purga se realiza desde el tanque de aireación

$$\text{SST}_{\text{espesador}} = 2,288 - 473.76 = 1,814.24 \text{ kg/d}$$

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

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:

$$Q_{\text{LS}} = \frac{1,814 \text{ kg/d} \times 0.9}{4.375 \text{ kg/m}^3 \times 0.04} = 51.48 \text{ m}^3/\text{d}$$

El volumen total es $117 \text{ m}^3/\text{d}$ 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.

ANEXO 3
RESULTADOS EXPERIMENTALES

RESULTADOS EXPERIMENTALES

Dia	Primera fase: Digestor AT						Segunda fase: Digestor MM						Segunda fase: Digestor MT					
	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄
1	3											13	7.79	5280	0.659	2898	67	
2	3											13	7.64	5320	0.617	2898	62	
3	3											13	7.60	5480	0.701	2898	62	
4	3											13	7.62	5280	0.629	2898	62	
5	3											13				3091		
6	3											13	7.83	5480	0.613	2898	64	
7	3											13	7.68	5600	0.586	2898	51	
8	3											13	7.62	5600	0.600	2898		
9	3											13	7.88	5960	0.638	1739		
10	3											13	7.54	5680	0.535	1616		
11	3											13	7.62	5560	0.532	2093		
12	3											13				2576		
13	3	6.29				14						13	7.5	5360	0.500	1288	56	
14	3	5.97	1520	0.132	155							13	7.61	5480	0.504	1385		
15	3	6.19	2000	0.1	161	3						13	7.68	5320	0.504	1900		
16	3	6.15	1880	0.106	161	3						13	7.65	5320	0.534	2254	56	
17	3	6.26	2240	0.161	322	0						13	7.8	5240	0.557	2254	56	
18	3	6.51	2920	0.151	161	22						13	7.74	5400	0.511	1803	46	
19	3				258							13						
20	3				509							13	7.71	5440	0.507	1674	47	
21	3	6.52	3680	0.206	612					0		13	7.68	5160	0.504	1771	47	
22	3	6.58	3360	0.19	773	26	6.74	2640	0.379	0	0	13	7.68	5160	0.512	1900	49	
23	3	6.45	3800	0.179	1088	27				0	1	13	7.7	5000	0.488	1868		
24	3	6.36	3800	0.158	998	27				0	0	13	7.59	5160	0.519	1932	53	
25	3	6.45	3720	0.204	1030	30				0	14	13	7.97	5400	0.526	2125	59	
26	3				708					0		13					1932	
27	3	6.39	4240	0.189	1030	25	7.29	2880	0.347	0		13	7.67	4720	0.475	1835	48	
28	3	6.82	3440	0.233	1159	27	6.82	2880	0.417	1030	27	13	7.72	4760	0.496	1900	50	
29	3	6.79	2840	0.274	1140	31	7.17	3040	0.487	1610	58	13	7.7	4960	0.508	1900	51	
30	3	6.56	2680	0.25	1095	27	7.11	3200	0.5	1674	56	13	7.72	4880	0.492	1932	34	
31	3	6.56	3720	0.237	1082	27	7.34	3240	0.556	1610	69	13	7.59	5000	0.472	1732	50	
32	3	6.52	3680	0.239	1108	28	7.31	2880	0.597	1803	59	13	7.69	4520	0.487	1932	61	
33	3				1159					1610		13					1191	
34	3	6.59	3880	0.237	1159	29	7.24	2840	0.592	1610	61	13	7.65	5120	0.484	1964	54	
35	3	6.57	3600	0.188	1327		7.17	3240	0.555	1674		13	7.78	4800	0.458	2029		
36	3	6.7	3440	0.233	1256	29	7.21	3240	0.667	1932	59	13	7.72	4880	0.508		64	
37	3	6.54	3600	0.222	1391	28	7.25	3320	0.518	2447	60	13	7.62	4760	0.529	1610	53	
38	3	6.52	3320	0.186	1288		7.14	3800	0.578	2318	60	13	7.63	4960	0.46	1481	51	
39	3				1121					2512		13					1739	
40	3	6.57	3640	0.177	1352		7.22	3840	0.552	2254		13	7.74	5400	0.422	2061	60	
41	3	6.53	4320	0.185	1320	28	7.12	4080	0.559	2383		13	7.67	5240	0.458	1739	58	
42	3	6.43	4320	0.185	1462	26	7.78	4960	0.581	2666	63	13	7.67	5120	0.453	1932	59	
43	3	6.48	4080	0.186	1320	25	7.65	4360	0.651	1932		13	7.7	5800	0.469	1932	58	
44	3	6.77	4080	0.147	1256	26	7.71	4040	0.544	1803		13	7.71	5360	0.478	1996	62	
45	3	6.5	4160	0.212	1352	27				837	20	13					2074	
46	3	6.53	4160	0.173	1417	26	7.33	4320	0.5	889	30	13	7.6	5320	0.489	2190	64	
47	3				1488					438		13					2125	
48	3	6.44	4280	0.178	1417	28	7.1	4560	0.395	438	39	13	7.73	5080	0.488	1932	58	
49	3	6.46	4000	0.18	1481	28	7.08	4400	0.4	644	42	13	7.65	5040	0.492	1932	62	
50	3	6.53	4120	0.214	1546	27	6.93	4480	0.357	760	43	13	7.68	5120	0.492	2061	51	
51	3	6.53	4440	0.171	1385	29	6.92	4600	0.304	1159	40	13	7.65	5200	0.477	2029	57	
52	3	6.33	4440	0.171	1385	28	7.13	4480	0.313	1288		13	7.6	5240	0.473	2318	56	
53	3	6.53	3800	0.168	1256	27	7.29	4880	0.34	966	48	13	7.66	5280	0.477	1771	58	
54	3				1320					1481		13					1964	
55	3	6.44	4400	0.182	1449	27	7.20			1674	63	13	7.85	5400	0.481	2061	58	
56	3	6.38	3960	0.263	1417	27	7.48	4800	0.516	1868	66	13	7.66	4880	0.484	2190	58	
57	3	6.33	4160	0.192	1481	27	7.39	5000	0.536	1932	62	13	7.63	5080	0.488	1996	55	
58	3	6.33	4400	0.173	1449	25	7.35	4960	0.532	2190	58	13	7.62	5120	0.461	2061	56	
59	3	6.3	4480	0.172	1385	27	7.37	4960	0.532	2254	62	13	7.65	5080	0.472	2254	58	
60	3	6.54	4320	0.231	1513	29	7.38	4680	0.504	2351	61	13	7.67	5480	0.467	2254	57	
61	3				1481					2479		13					2190	
62	3	6.47	4760	0.185	1584	29	7.37	4400	0.5	2512	62	13	7.67	5400	0.467	2125	47	
63	3	6.49	5000	0.216	1546	25	7.46	3880	0.515	2544		13	7.77	4720	0.474	1996	49	
64	3				1481	28	7.6	4400	0.509	2789		13	7.72	4840	0.487	1546	59	
65	3	6.5	4800	0.233	1417	29	7.51	4240	0.519	2962		13	7.65	4560	0.439		57	
66	3	6.78	5320	0.226	1546	28	7.61	3640	0.505	2479		13	7.63	5120	0.467	554	39	
67	3	6.66	5400	0.23	1481	29	7.17	3440	0.442	3220		13	7.61	4800	0.417	1133	40	
68	3				1546					2318		13					1996	
69	3				1385	27	7.38	4400	0.4	2351		13	7.85	5520	0.420	1159	40	
70	3	6.76	5560	0.273	1385	26	7.55	4200	0.419	2898		13	7.85	5680	0.430	1288	48	
71	3	6.81	5000	0.24	1288	26	7.39	4200	0.417	837	56	13	7.72	4720	0.439	1159	55	
72	3		4760	0.321	1417	25	7.53	4000	0.428	966	61	13	7.94	5080	0.443	1159	57	
73	3	6.94	4320	0.253	1333	28	7.42	4320	0.448	1417	64	13	7.89	5080	0.461	1224	64	
74	3	6.83	4480	0.292	1443	25	7.21	4480	0.444	1932	64	13	7.59	5080	0.443	1835	55	
75	3				1391					1932		13					1771	
76	3	6.88	4480	0.269	1417	26	7.69	4200	0.567	1932	65	13	7.89	5200	0.483	1578	33	
77	3	6.72	4320	0.226	1288	21	7.5	4320	0.565	1803	63	13	7.63	4850	0.411	1803	21	
78	3	6.79	4000	0.257	1417	28	7.56	4560	0.532	1996	61	13	7.61	5120	0.395	953	29	
79	3	6.87	4480	0.234	1417	25	7.66	4480	0.58	1803	65	13	7.84	4880	0.388	1030	38	
80	3	6.8	4760	0.237	1417	27	7.48	4580	0.519	1900	63	13	7.59	4880	0.424	386	48	

Día	Primera fase: Digestor AT						Segunda fase: Digestor MI						Segunda fase: Digestor MT					
	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄
81	3	6.75	4640	0.25	1513	26	13	7.51	4640	0.5	2061	60	13	7.8	5120	0.46	1030	52
82	3				1449		13				2061		13				1159	
83	3	6.87	4400	0.221	1449	25	13	7.55	4400	0.519	2351	61	13	7.76	4880	0.458	1610	67
84	3	6.9	4640	0.228	1513	25	13	7.22	4640	0.489	2705	80	13	7.8	4880	0.446	1546	59
85	3	6.85	4800	0.267	1481	25	13	7.85	4720	0.534	1932	49	13		5480	0.458	1510	62
86	3						13						13					
87	3	6.89	4480	0.24	1513	26	13	7.44	4800	0.449	1288	60	13	7.62	5280	0.402	1610	61
88	3	6.59	4640	0.311	1513	25	13	7.43	5000	0.45	1546	58	13	7.78	5040	0.443	1224	50
89	3				1481		13				1739		13				1191	
90	3	6.67	4320	0.225	1449	27	13	7.45	5000	0.463	1481	59	13	7.78	5320	0.43	1159	59
91	3	6.82	4400	0.232	1513	27	13	7.51	5320	0.482	2254	59	13	7.81	5120	0.477	1256	59
92	3	6.56	4400	0.245	1449	27	13	7.73	5400	0.54	2254	58	13	7.84	5600	0.478	129	
93	3				1513		13				1932		13				1256	
94	3	6.5	4440	0.207	1481	28	13	7.73	5280	0.545	2254	67	13	7.73	6120	0.522	1513	75
95	3	6.52	4440	0.216	1449	26	13	7.48	5320	0.549	2125	62	13	7.72	5600	0.486	708	64
96	3				1417		13				1932		13				1063	
97	3	6.6	5000	0.233	1385	23	13	7.45	5360	0.493	2190	64	13	7.81	5800	0.483	902	51
98	3	6.44	4880	0.205	1417	26	13	7.75	5840	0.507	2705	61	13	7.95	6000	0.52	1030	46
99	3	6.72	4400	0.245	1385	26	13	7.65	5320	0.534	2705	64	13	7.9	5640	0.46	1030	44
100	3	6.59	4720	0.212	1417	25	13	7.85	4560	0.57	1610		13	7.81	5560	0.453	1030	46
101	3	6.73	4880	0.229	1417	26	13	7.88	4480	0.554			13	7.78	5760	0.444	902	46
102	3	6.71	4640	0.224	1352	27	13	7.82	4440	0.513	1610	61	13	7.89	5840	0.458	1030	50
103	3				1513		13				1610		13				1095	
104	3	6.5	5400	0.274	1481	25	13	7.76	4720	0.593	1932		13	7.92	6320	0.443	1030	52
105	3	6.6	4600	0.227	1546	24	13	7.75	4560	0.5	1932	65	13	7.86	5640	0.428	1063	55
106	3	6.47	4760	0.202	1610	27	13	7.8	4800	0.542	1932	54	13	7.88	5640	0.46	1030	57
107	3	6.64	4880	0.213	1288	24	13	7.86	5200	0.562	1932	60	13	7.84	6040	0.45	1043	49
108	3	6.64	4920	0.203	1513		13	7.84	5400	0.541	1932	57	13	7.67	6160	0.46	1095	59
109	3	6.57	4840	0.223	1417	28	13	7.75	5440	0.522	2351	60	13	7.73	6160	0.47	966	47
110	3	6.48	5040	0.151	1513	27	13	7.53	5400	0.459	2705	61	13	7.74	5920	0.43	1030	52
111	3				1513		13		5440	0.449	1932	63	13	7.65	6200	0.45	966	59
112	3	6.48	4800	0.158	1417	23	13	7.73	5120	0.47	2190	58	13	7.64	5840	0.42	1030	51
113	3				1610		13				2705		13				1030	
114	3	6.46	5280	0.212	1610	23	13	7.62	5720	0.485	2705	62	13	7.88	6080	0.439	1030	
115	3	6.47	5440	0.176	1578	23	13	7.52	5400	0.505	1932	64	13	7.72	6360	0.454	805	56
116	3	6.43	4480	0.179	1513	23	13	7.55	5400	0.407	2061	67	13	7.8	6480	0.41	850	55
117	3				1417		13						13					
118	3	6.43	5120	0.164	1513	24	10	7.52	5160	0.434		48	10	7.39	6040	0.407	966	31
119	3	6.55	5280	0.174	1449	24	10	7.23	5880	0.354	1288	36	10	7.5	5920	0.304	1481	21
120	3	6.46	5120	0.164	1449	24	10	7.25	6000	0.34	934	35	10	7.42	6000	0.333	966	29
121	3	6.38	5240	0.143	1256	26	10	7.2	5920	0.297	1546	19	10	7.35	5440	0.324	1288	44
122	3	6.6	4800	0.167	1159	25	10	7.06	6040	0.298	708	18	10	7.46	5400	0.356	1932	53
123	3	6.41	4520	0.15	1481	27	10	7.37	5520	0.29		17	10	7.37	5800	0.331	2512	43
124	3				1481		10						10				1674	
125	3	6.74	5200	0.2	1481	27	10	7.11	5480	0.28		16	10	7.45	5680	0.345		40
126	3	6.7	4800	0.208	1513	26	10	7.28	5320	0.285		29	10	7.48	5160	0.348	1932	37
127	3	6.57	4600	0.2	1449	28	10	7.01	5200	0.276		21	10	7.33	5200	0.315	2254	31
128	3	6.65	4760	0.218	1449	25	10	7.44	4840	0.289		18	10	7.48	5280	0.364	1932	17
129	3	6.71	5000	0.232	1417	26	10	7.12	5200	0.354		14	10	7.39	5600	0.329	2125	19
130	3	6.68	5000	0.208	1449	24	10	7.29	5440	0.301		29	10	7.62	5680	0.324	2061	16
131	3				1449		10						10				2254	
132	3	6.55	5400	0.185	1449	24	10	7.14	5520	0.268		36	10	7.44	5840	0.315	2125	26
133	3	6.57	5320	0.225	1481	26	10	7.18	5800	0.303	773	39	10	7.37	4720	0.364	386	42
134	3	6.7	4800	0.208	1449	23	10	7.04	5520	0.304	837	49	10	7.15	4880	0.262	1707	30
135	3	6.5	5120	0.203	1481	27	10	7.18	5640	0.305	1030	54	10	7.17	4800	0.292	1932	28
136	3	6.58	4880	0.196	1481	24	10	7.15	5440	0.338	1030	54	10	7.21	4800	0.292	1996	24
137	3	6.58	4640	0.207	1481	25	10	7.16	5440	0.346	1288	56	10	7.29	4800	0.3	2061	30
138	3				1513		10				1095		10				2157	
139	3	6.46	4400	0.19	1449	26	10	7.1	4960	0.338	1095	60	10	7.14	4480	0.294	1932	32
140	3	6.53	4800	0.241	1674	25	10	7.06	5920	0.405	1063	61	10	7.29	4960	0.282	1771	28
141	3	6.57	5160	0.209	1674	25	10	7.33	5480	0.423	902	61	10	7.32	4960	0.322	1739	28
142	3	6.64	4480	0.223	1674	26	10	7.32	5840	0.431	927	60	10	7.35	5000	0.336	2061	21
143	3	6.62	5120	0.226	1546	27	10	7.4	5360	0.447	902	68	10	7.4	4640	0.301	1932	23
144	3	6.56	4480	0.214	1546	26	10	7.34	5080	0.425	979	61	10	7.35	4400	0.336	1996	19
145	3				1546		10				1030		10				1996	
146	3	6.38	4200	0.19	1546	26	10	7.33	5040	0.405	837	59	10	7.3	4880	0.303	1900	21
147	3	6.54	4240	0.207	1610	29	10	7.44	5040	0.396	1030	65	10	7.31	5000	0.344	1932	19
148	3	6.31	4800	0.137	1610	26	10	7.19	4800	0.416	1224	60	10	7.27	5000	0.336	1996	25
149	3	6.53	4800	0.208	1546	28	10	7.31	5000	0.4	1352	59	10	7.22	5320	0.308	1159	35
150	3	6.51	5620	0.22	1578	28	10	7.25	5880	0.415	1352	61	10	7.26	4960	0.347	934	32
151	3	6.39	3520	0.159	1546	26	10	7.31	5720	0.384	1642	55	10	7.13	5200	0.33		42
152	3				1546		10				1095		10					
153	3	6.42	4920	0.203	1610	27	10	7	4600	0.39	1288	62	10	7	4400	0.282		45
154	3	6.43	5080	0.181	1481	26	10	7.14	5440	0.346	1449	61	10	7.29	4160	0.337	1030	35
155	3	6.34	5040	0.182	1546	25	10	7.26	5480	0.386	1932	60	10	7.23	5080	0.315	1159	30
156	3	6.23	4800	0.141	1610	25	10	7.04	5120	0.33	2125	58	10	7.06	5200	0.308	1095	32
157	3	6.19	5200	0.131	1546	27	10	7.12	5000	0.32		58	10	7.03	5000	0.28		45
158	3	6.33	4640	0.146	1610	27	10	7.06	5160	0.35	837	59	10	7.19	4880	0.311	837	42
159	3				1546		10					49	10				1674	
160	3	6.25																

Dia	Primera fase: Digestor AT						Segunda fase: Digestor MM						Segunda fase: Digestor MT					
	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄	TRH (días)	pH	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	α	Biogás TPN (mL/d)	% CH ₄
161	3	6.41	4680	0.145	1610	26	10	7.08	5000	0.370	1224	59	10	7.12	5280	0.325	1932	55
162	3	6.35	5000	0.16	1610	28	10	7	4500	0.39	1095		10	7.2	5800	0.386	1739	46
163	3	6.31	4920	0.154	1546	29	10	7.14	5440	0.346	1288	56	10	7.25	5680	0.401	1707	31
164	3	6.37	4600	0.148	1610	29	10	7.26	5480	0.386	966	59	10	7.22	4800	0.316	1610	25
165	3	5.31	4920	0.13	1610	38	10	7.12	5000	0.32	837	54	10	7.07	5720	0.322	966	26
166	3				1610		10				708	59	10				856	
167	3	6.41	5240	0.208	1642	28	10	7	5760	0.346	1481	61	10	7.27	5720	0.336	1288	52
168	3	6.37	5080	0.165	1674	29	10	7.08	5000	0.370	1385	58	10	7.16	6120	0.327	1236	53
169	3	6.34	4760	0.151	1713	29	10	7.15	4920	0.331	1674	52	10	7.18	5340	0.309	644	51
170	3	6.48	5520	0.167	1642	28	10	7.08	5190	0.35	1224	60	10	7.17	6080	0.335	1095	54
171	3	6.25	5160	0.186	1707	27	10	7	5760	0.36	1868	59	10	7.21	5720	0.336	1095	51
172	3	6.24	5320	0.128	1739	27	10	7.01	5000	0.308	1449	54	10	7.51	5400	0.37	773	45
173	3	6.27	4960	0.129	1674		10	7.12	5000	0.32	1932	58	10	7.07	5720	0.322	1249	55
174	3	6.25	5160	0.186	1707	26	10	6.95	4500	0.306	1739	54	10	7.05	5800	0.338	1159	52
175	3	6.24	5320	0.128	1674	27	10	6.57	5240	0.275	1159	56	10	7.08	5880	0.353	1030	42
176	3	6.27	4960	0.129	1707	26	10	6.89	5760	0.177	1127	48	10	6.93	6240	0.282	580	40
177	3	6.2	4680	0.128	1739	26	10	6.64	6000	0.28	966	49	10	6.93	5240	0.305	1030	36
178	3	6.01	3320	0.096	1642	28	10	6.55	4080	0.176	433	38	10	6.73	4360	0.312	979	35
179	3	6.38	5280	0.114	1578	26	10	6.53	6200	0.181	966	33	10	7.05	5120	0.273	1191	34
180	3						10						10					
181	3	6.23	5040	0.12	1674	26	10	6.62	4680	0.188	322	31	10	7.3	4920	0.341	1224	35
182	3	6.35	4000	0.14	1674	29	10	6.61	3600	0.222	934	26	10	7.25	5200	0.315	1159	37
183	3	6.49	4640	0.172	1674	28	10	6.46	4240	0.15	966	25	10	7.31	5800	0.344	451	39
184	3	6.23	4160	0.115	1642	28					547	25	10	7.12	4960	0.315	676	44
185	3	6.41	4640	0.163	1610	28					419	28	10	7.17	4800	0.3	966	45
186	3	6.36	3320	0.19	1674	28		6.54	4400	0.19	644						1030	29
187	3				1674						354						1030	
188	3	6.36	4000	0.18	1642	27		6.51	4000	0.27	1320	36		7.75	6330	0.474	54	12
189	3	6.37	4480	0.142	1546	31		6.4	4040	0.26	805	38		7.61	5700	0.432		10
190	3	6.32	4320	0.157	1610	32		6.6	4040	0.287	773	39		7.6	6400	0.481		14
191	3	6.31	4240	0.16	1578	28		6.85	4000	0.3	580	37		7.61	6360	0.491		19
192	3				1642						515							
193	3	6.55	3200	0.188	1674						1352	44						12
194	3				1642						644							
195	3	6.52	4880	0.238	1674	28		7.11	5280	0.265	547	34		7.92	6480	0.562		49
196	2	6.67	4400	0.236	1610	25		7.01	6000	0.28	708	50		7.52	6160	0.597		41
197	2	6.59	4200	0.2	1256	21		7.04	4680	0.291	773	51		7.61	6080	0.605		44
198	2	6.73	4600	0.191	1224	24		7.39	5320	0.361	927	51		7.55	6060	0.549		41
199	2	6.69	5360	0.206	1275	23	25	7.63	5200	0.385	1481	39	10				1095	43
200	2	6.68	4520	0.204	1256	22	16	7.15	4920	0.301	708	39	10	7.81	5960	0.436	1159	33
201	2				1224		16				612		10				837	
202	2	6.62	4240	0.189	1288	24	16	7.39	4880	0.377	902	33	10	7.7	5360	0.455	837	36
203	2	6.79	4000	0.25	1288	24	14	7.31	4880	0.377	966	29	10	7.79	5360	0.455	837	43
204	2	6.68	3880	0.227	1256	26	14	7.14	4520	0.415	966	29	10	7.8	5000	0.432	1288	45
205	2	6.48	3920	0.194	1256	26	14	7.36	4920	0.35	1610	25	10	7.79	5320	0.459	850	46
206	2	6.32	3960	0.172	1269	22	13	7.48	4200	0.381	1868	20	10	7.69	5840	0.404	1030	44
207	2	6.4	4000	0.17	1320	21	13	7.28	4200	0.39	1932	27	10	7.62	5880	0.408	1095	50
208	2						13						10					
209	2	6.44	3600	0.178	1320	33	13	7.29	4120	0.398	1996	34	10	7.69	5400	0.407	1043	49
210	2				1320	26	13				1868	29	10				966	50
211	2	6.29	3680	0.163	1320	24	13	7.18	4920	0.325	1642	20	10	7.63	5200	0.438	934	47
212	2	6.2	4320	0.13	1288	24	13	7.14	4800	0.308	1868	34	10	7.81	5640	0.44	1610	33
213	2	6.48	3040	0.171	1333	25	13	7.16	5000	0.336	1417	41	10	7.84	5040	0.405	1610	39
214	2				1320		13				2061		10				1610	
215	2				1256		13				1739		10				1610	
216	2	6.21	3800	0.147	1288	25	13				1481		10				1546	
217	2	6.17	3600	0.111	1352	24	13				1385	42	10				1546	38
218	2	6.02	3480	0.069	1320	21	13				1417		10				1996	
219	2	6.3	4600	0.148	1294	23	13	7.07	5600	0.35	1095	44	10	7.56	4280	0.449	1868	41
220	2	6.21	3600	0.111	1320	26	13				1288		10				1932	

 Periodo de caracterización de operación estable

SÓLIDOS (Valores semanales promedio)

Semana	Alimentación			Digestor AT				Digestor MM				Digestor MT			
	Ácético	Propiónico	Butírico	TRH (d)	Ácético	Propiónico	Butírico	TRH (d)	Ácético	Propiónico	Butírico	TRH (d)	Ácético	Propiónico	Butírico
	mg/L				mg/L				mg/L				mg/L		
3	854	357	95	3	1310	571	134					13	940	1534	94
4	1170	684	202	3	3157	1552	256					13	1097	1209	92
5	850	303	87	3	2240	1328	190					13	1749	1208	128
6	562	603	219	3	1740	692	115					13	970	772	111
7	912	469	211	3	1612	839	241	15	989	456	274	13	690	839	127
8	585	405	179	3	1488	955	239	13	1452	729	168	13	398	881	135
9	835	584	347	3	1626	1028	362	13	557	809	176	13	341	973	153
10	960	685	365	3	1869	1227	458	13	856	61	35	13	552	1002	204
11	1223	810	478	3	2481	1423	501	13	1350	527	190	13	1003	1294	357
12	1450	879	406	3	2628	1444	483	13	321	872	145	13	1099	1384	476
13	1216	943	545	3	2467	1405	578	13	619	830	91	13	1184	1480	499
14	1403	889	406	3	2432	1454	390	13	554	742	121	13	997	1576	479
15	1198	1028	608	3	2658	1601	498	12	674	775	119	13	773	1606	474
16	1382	1034	617	3	2450	1528	625	13	853	459	228	13	1409	1599	506
17	1577	1182	720	3	2757	1641	731	13	748	875	407	13	1178	1644	537
18	1567	1066	605	3	2841	1804	737	10	1600	1233	442	10	1809	1659	647
19	1398	836	390	3	2593	1455	425	10	1950	1351	590	10	1705	1575	665
20	929	886	450	3	2024	1347	453	10	1268	1374	524	10	1650	1369	484
21	921	811	330	3	2297	1416	370	10	660	1307	410	10	1522	1240	499
22	842	789	304	3	2048	1428	329	10	511	1838	209	10	1580	1276	453
23	915	814	342	3	2350	1489	363	10	553	1729	216	10	1581	1389	474
24	768	652	234	3	2257	1464	308	10	596	1694	366	10	1179	1487	529
25	974	745	262	3	2318	1420	279	10	770	1654	444	10	1259	1460	504
26	1140	879	352	3	2232	1488	383	10	1901	1821	483	10	1032	1338	492
27	805	531	189	3	1885	1185	253		1417	1542	506	10	1390	1392	511
28				3											
29	808	607	229	2	1791	1128	238	25-16	1242	1451	403		1189	875	197
30	941	699	282	2	2182	1189	269	14-13	1696	997	348	10	1145	1058	259
31	984	805	418	2	2344	1285	345	13	1750	878	349	10	852	916	259
32	1118	807	552	2	2453	1286	600	13	2351	914	602	10	1580	366	240

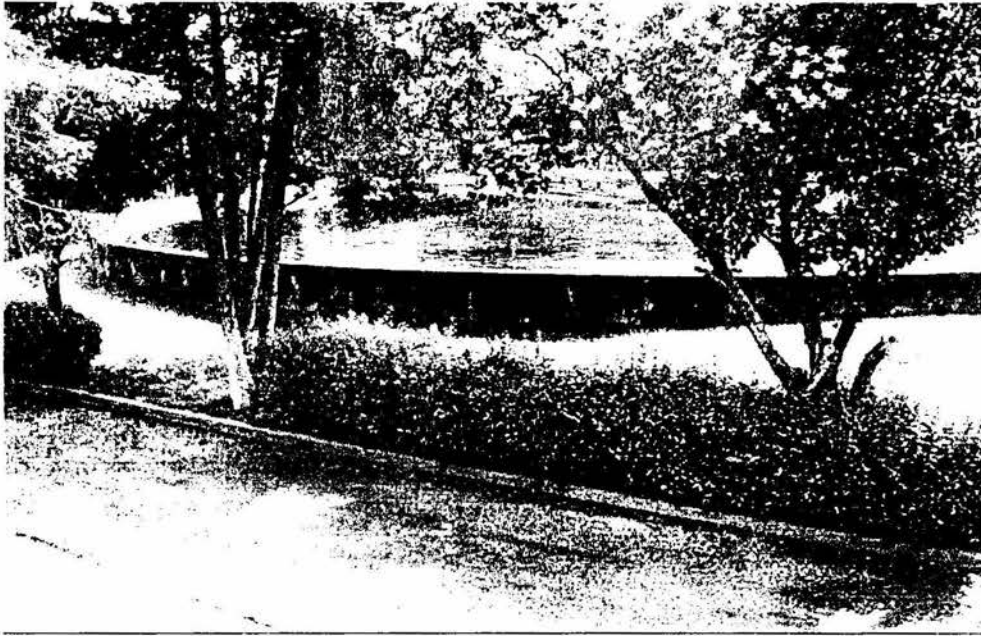
Período de caracterización de operación estable

ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (Valores semanales promedio)

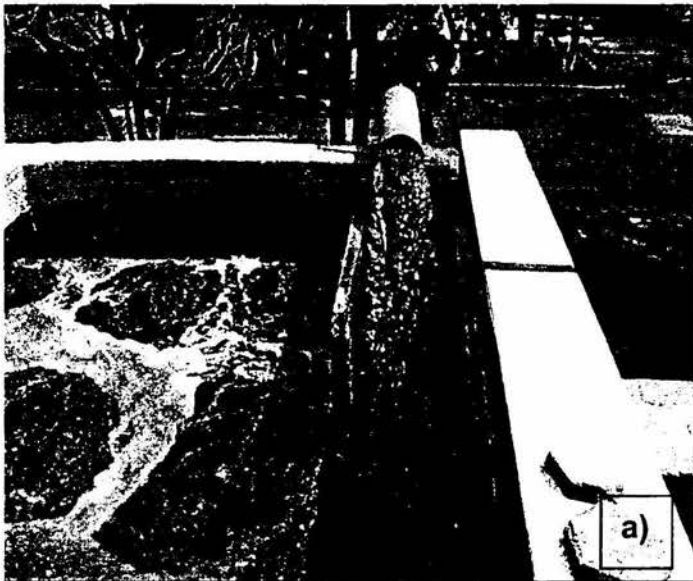
Semana	Alimentación			Digestor AT				Digestor MM				Digestor MT			
	ST	SF	SV	TRH (d)	ST	SF	SV	TRH (d)	ST	SF	SV	TRH (d)	ST	SF	SV
	g/L				g/L				g/L				g/L		
3	44	21	22	3	40	19	21					13	48	29	20
4	50	21	29	3	52	24	28					13	46	24	22
5	44	16	27	3	45	19	26		14	5	9	13	43	22	21
6	51	21	30	3	43	19	24		22	3	15	13	44	22	22
7	51	22	30	3	49	20	29	15	36	12	23	13	43	21	23
8	50	21	30	3	49	21	28	13	37	15	23	13	43	20	23
9	47	19	27	3	49	22	27	13	35	15	20	13	42	20	23
10	52	20	32	3	50	21	28	13	31	13	18	13	41	18	22
11	50	19	31	3	50	22	28	13	33	14	18	13	45	21	25
12	49	19	29	3	48	20	27	13	35	15	20	13	45	20	25
13	49	20	30	3	50	22	28	13	39	18	21	13	46	21	25
14	50	20	30	3	49	21	28	13	37	20	17	13	47	21	26
15	48	20	29	3	49	22	28	13	39	19	20	13	47	21	26
16	50	20	29	3	47	21	26	13	39	19	19	13	44	21	22
17	48	20	29	3	45	20	25	13	39	20	19	13	43	20	22
18	49	19	30	3	48	21	27	10	42	20	22	10	45	22	24
19	49	19	30	3	49	21	28	10	40	19	22	10	45	22	23
20	49	19	29	3	47	20	27	10	42	19	22	10	43	19	23
21	48	19	29	3	45	20	26	10	42	20	21	10	44	19	25
22	48	19	29	3	48	19	28	10	43	20	23	10	44	21	23
23	50	17	32	3	47	20	27	10	42	18	24	10	41	19	22
24	50	17	33	3	48	19	29	10	46	19	27	10	45	19	27
25	50	18	34	3	48	18	30	10	43	18	25	10	48	19	27
26	50	19	31	3	47	17	30	10	47	18	29	10	46	19	28
27	49	17	32	3	48	18	30		43	16	27	10	44	16	27
28	49	18	31	3	48	16	32		44	16	28		46	17	29
29	47	16	31	2	46	17	29	25-16	41	15	26		45	17	27
30	49	15	33	2	47	17	30	14-13	42	17	25	10	44	19	25
31	50	17	33	2	45	16	30	13	40	15	25	10	42	17	25
32	50	18	31	2	45	18	28	13	43	17	26	10	39	16	23

Período de caracterización de operación estable

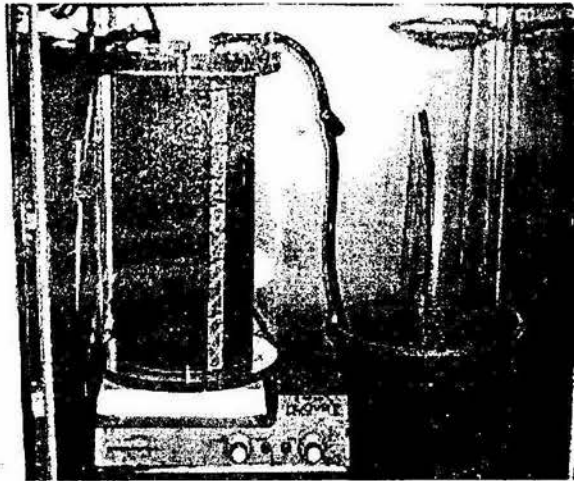
ANEXO 4
ANEXO FOTOGRAFICO



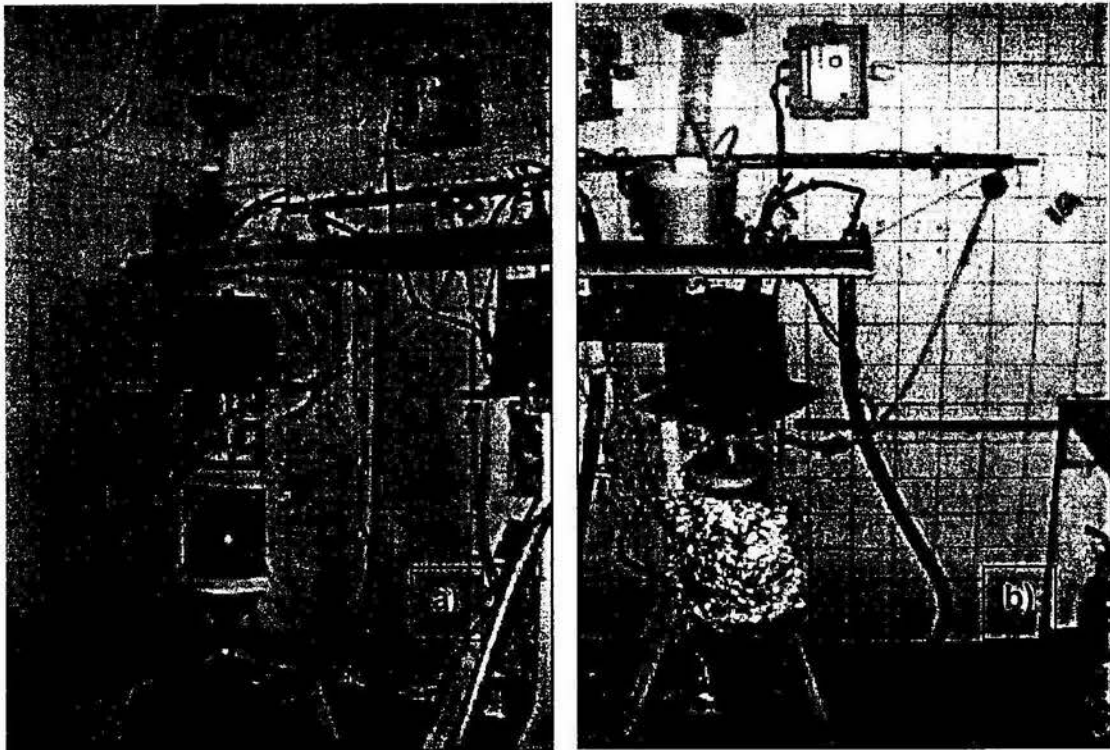
Sedimentación secundaria de la planta tratamiento de aguas residuales de lodos activados "Coyoacán", México, D.F. (foto cortesía de Siglo Ambiental Coyoacán S.A. de C.V.)



Puntos de muestreo de lodos: a) recirculación de lodos al tanque de aireación y b) purga del sedimentador primario (fotos cortesía de Siglo Ambiental Coyoacán S.A. de C.V.)



Primera fase: Digestor acidogénico termofílico AT (55°C)



Segundas fases: a) Digestor metanogénico mesofílico MM (35°C) y b) digestor metanogénico termofílico MT (55°C)