



UNIVERSIDAD NACIONAL  
AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA**

**INSTITUTO DE INGENIERÍA**

**Digestión anaerobia de lodos residuales  
usando un reactor de manto de lodos  
no convencional (Tipo UASB)**

**T E S I S**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

**MAESTRO EN INGENIERÍA**

INGENIERÍA AMBIENTAL  
P R E S E N T A :

**Francisco Albar Cabeza de Vaca Inclán**

TUTOR:

**DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES**



Fecha  
29 DE FEBRERO DEL 2008

**JURADO ASIGNADO:**

Presidente: DR. PEDRO MARTINEZ PEREDA.  
Secretario: DR. VÍCTOR MANUEL LUNA PABELLO  
Vocal: DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES  
1<sup>er</sup>. Suplente: DR. ALEJANDRO OLMOS DICHARA  
2<sup>do</sup>. Suplente: DRA. GABRIELA MOELLER CHAVEZ

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM.

**TUTOR DE TESIS:**

---

DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES

## DEDICATORIA

*Sueño a menudo el sueño sencillo y penetrante  
de un ángel que adora y que me adora,  
que, siendo igual, es siempre distinto a cada hora  
y que las huellas sigue de mi existencia.  
Se vuelve transparente mi corazón sangrante  
para él, que comprende lo que mi mente añora;  
él me enjuga el llanto del alma cuando llora  
y se perdona todo con su sonrisa.  
Como el de las estatuas es su mirar de suave  
y tienen los recuerdos de su voz, dulzura y perdón.*

*Para ti mis sueños y logros*

*A mi madre pues con su cariño, confianza y apoyo pude escalar un peldaño más en mi vida, sinceramente es mucho lo que he recibido de usted, GRACIAS.*

*A mi padre con cariño*

*A Elizabeth, por su amor incondicional e intemporal y por todo su apoyo que me ha brindado durante años.*

*A mis hermanos Aldo y Leslie, ya que su apoyo fue muy valioso.*

*A mis sobrinas Ashley, Daphne, Tiffany por sus juegos, sonrisas y cariño.*

*A la gente que trabajo junto conmigo durante el desarrollo de este trabajo:*

*Atahualpa, Javier, José Antonio, Carmen, Oscar y Roberto y otros más.*

*A Elio por el cariño y apoyo que siempre recibí.*

## *AGRADECIMIENTOS*

*A la Universidad Nacional Autónoma de México por recibirme nuevamente para continuar con mi formación*

*Al Instituto de Ingeniería por permitirme desarrollar mi trabajo de tesis en sus instalaciones*

*A los miembros de mi jurado*

*Dr. Adalberto Noyola Robles*

*Dr. Alejandro Olmos Dichara*

*Dra. Gabriela E. Moeller Chávez*

*Dr. Pedro Martínez Pereda*

*Dr. Victor M. Luna Pabello*

*Por su tiempo de dedicación y aportaciones al presente trabajo*

*A mis amigos Balmore, Oscar y Roberto por compartir conmigo esta etapa y brindarme su amistad*

*A toda la gente que de cierta forma me apoyo durante el desarrollo de este trabajo, en especial a: Pedro Trinidad, Soledad Lucario, Catalina Maya y Guadalupe Urquiza*

*Al Sistema de Aguas de la Ciudad de México y en especial al Lic. Luis Arturo Correa Camacho Subdirector de control de calidad de aguas.*

*A todo el personal de la planta de tratamiento de aguas residuales de Cerro de la Estrella por el apoyo y las facilidades otorgadas.*

# CONTENIDO

Lista de figuras.	VI
Lista de tablas.	IX
Resumen.	1
1. Introducción.	3
2. Antecedentes.	6
2.1 Generación de lodos.	6
2.1.1 Lodos residuales.	6
2.1.2 Características.	7
2.1.3 Tratamiento.	9
2.1.4 Disposición o uso del lodo residual tratado.	12
2.1.5 Marco Normativo.	13
2.2 Digestión anaerobia.	15
2.2.1 Aspectos bioquímicos.	16
2.2.2 Aspectos microbiológicos.	19
2.2.2.1 Bacterias hidrolíticas.	19
2.2.2.2 Bacterias acidogénas.	19
2.2.2.3 Bacterias acetógenas.	19
2.2.2.4 Archea metanógenas.	20
2.2.3 Parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso de digestión anaerobia.	20
2.3 Tipos de digestores anaerobios.	22
2.4 Geometrías de digestores anaerobios convencionales de lodos.	25
2.5 Espumas y natas en digestores anaerobios.	28

2.5.1 Tipos de espumas.	29
2.5.2 Factores que contribuyen a la formación de espumas y natas.	30
2.5.3 Destrucción y prevención de espumas y natas en bioprocesos.	33
3. Justificación.	35
4. Objetivos.	37
4.1 General.	37
4.2 Específicos.	37
5. Metodología experimental.	38
5.1 Descripción del proceso.	38
6. Resultados y discusión.	44
6.1 Caracterización Lodo Primario.	44
6.1.1 Sólidos suspendidos.	44
6.1.1.1 pH, alcalinidad y relación de alcalinidades ( $\alpha$ ).	45
6.1.2 Caracterización Lodo Secundario.	46
6.1.2.1 pH, alcalinidad y relación de alcalinidades ( $\alpha$ ).	47
6.1.3 Carga másica alimentada.	49
6.2 Efluente líquido (sobrenadante).	50
6.2.1 Sólidos suspendidos.	50
6.2.2 Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) y pH.	52
6.2.3 Ácidos grasos volátiles.	53
6.3 Lodos en el digestor.	53
6.3.1 Sólidos suspendidos.	54

6.3.2 Índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación.	55
6.3.3 Alcalinidad, relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) y pH.	56
6.3.4 Actividad metanogénica.	59
6.4 Natas.	59
6.4.1 Altura.	60
6.4.2 Análisis visual.	61
6.4.3 Sólidos suspendidos.	62
6.4.4 Alcalinidad, relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) y pH.	63
6.4.5 Grasas y aceites en la nata.	64
6.4.6 Nitrógeno y sustancias poliméricas extracelulares en la nata.	65
6.5 Balance de masa.	67
6.6 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) tomando como concentraciones promedio.	70
6.7 Producción de biogás.	71
6.8 Contenido de patógenos en el influente, efluente y cama de lodos.	71
6.8.1 Coliformes fecales.	72
6.8.2 <i>Salmonella</i> .	72
6.8.3 Huevos de helmintos.	72
7. Conclusiones.	74
8. Bibliografía.	75
ANEXOS	81



## RESUMEN

En México los lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) por lo general no son tratados, sino descargados en los sistemas de alcantarillado, depositados en terrenos o enviados a rellenos sanitarios y tiraderos. Para solventar el problema, el Gobierno Mexicano publicó recientemente la NOM-004-SEMARNAT-2002, que regula la disposición y el aprovechamiento de los lodos generados en las PTAR.

En este trabajo, se utilizó un elemento innovador dentro del diseño de digestores de lodos y es el empleo del concepto de manto de lodos con flujo ascendente (reactor tipo UASB). Mediante una recirculación de agua a través de este lecho, se incrementa la transferencia de masa y con ello la actividad de los microorganismos. Con esta base, la operación de un digestor de flujo ascendente de lodos anaerobio ofrecería una ventaja sobre los sistemas convencionales, ya que reduciría el costo de inversión al eliminar el espesador de lodos que requiere todo digestor como etapa previa, además de reducir el costo de la obra civil del propio digestor.

El digestor piloto, con un volumen útil de  $18 \text{ m}^3$ , fue operado 20 meses a  $30 \pm 2^\circ\text{C}$ , con una carga másica promedio de  $2.5 \text{ kgSSV/m}^3\cdot\text{d}$  y un TRH de 2.25 días. La alimentación se realizó de forma semicontinua con una mezcla de lodos primarios y secundarios.

El digestor mostró estabilidad con valores promedio de pH de 6.95 (desv. std 0.27) y una relación de alcalinidad ( $\alpha$ ) promedio de 0.53 (desv. std 0.10) en la cama de lodos. Los SST y SSV en la cama tuvieron un promedio de 30.58 (desv. std 8.55) y 16.94 g/L (desv. std 4.04) respectivamente. La fracción volátil se redujo de 78.6% a 55.3% indicación que el lodo estaba digerido. Se confirmó que el empleo de esta geometría permite prescindir de sistemas convencionales para el espesamiento de los lodos, ya que se obtuvo una concentración del orden de 30 g/L de SST en los lodos purgados.

En relación con la norma para biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002, en particular en lo referente a patógenos y parásitos, los parámetros de Coliformes fecales ( $1.45 \text{ E}4 \text{ NMP/gST}$ ) y *Salmonella* (57 NMP/gST) cumplen con los biosólidos clase C. El contenido de Huevos de Helmintos no cumple con los límites que marca la Norma para la clase C al obtenerse 99 HH/gST, con 54 HH viables (54%).

La gran cantidad de sólidos presentes en el efluente del reactor, se debió a que la



cama de lodos no fue capaz de retener partículas finas debido a la acción de la velocidad ascendente y a la formación, desprendimientos y colapsos de natas en la superficie del reactor. Este es un punto que debe ser resuelto antes de llevar este diseño a una escala mayor.

El análisis fisicoquímico muestra que las grasas y aceites son del 4 al 7% de las natas, proteínas del 42 al 45% y sustancias exopoliméricas del 15 al 18% de las mismas. Los compuestos antes mencionados constituyen entre el 55 y 57% de los sólidos suspendidos volátiles de las natas.



## 1 INTRODUCCIÓN

México en el siglo XXI se enfrenta a un gran reto que es poder alcanzar un nivel de desarrollo que corrija las grandes desigualdades de la población, asegurando un nivel de vida digno y unas condiciones mínimas para cualquier habitante. Todo esto, garantizando que el impacto que ello suponga sobre los recursos naturales permita la conservación de los mismos para su uso y disfrute por parte de generaciones venideras.

Si bien el agua ha sido entendida tradicionalmente como un bien consumible, en la actualidad hablamos del agua como un recurso escaso, cuyo acceso no es asequible para todos de la misma manera. Es decir, existe un desequilibrio importante en su distribución, acceso y depuración.

El saneamiento y tratamiento adecuado de las aguas residuales generadas por la actividad humana, supone un doble beneficio: por un lado, mejora las condiciones de salud de la población y, por otro, supone una estrategia de conservación del buen estado ecológico de los recursos hídricos. La depuración de las aguas residuales ha sido una preocupación variable por parte de las autoridades competentes a lo largo de los últimos años. Actualmente se generan 255 m<sup>3</sup>/s de aguas negras de origen municipal de las cuales solo 71.8 m<sup>3</sup>/s (28.16%) recibe tratamiento; de las 1593 plantas en funcionamiento el 23.35% son de lodos activados y contribuyen con el 41.58% del caudal tratado (CNA, 2006).

El tratamiento de las aguas residuales genera un problema adicional, que es el manejo de los subproductos del proceso, como la basura que se retiene en las rejillas y cribas, las arenas y sobretodo la producción de sólidos que se generan en la sedimentación primaria y secundaria.

Los materiales semisólidos o líquidos removidos durante los procesos de tratamiento de aguas residuales se denominan lodos o lodos residuales. Su volumen y composición depende del proceso de tratamiento que se aplique al agua residual así como de la composición de ésta. Otros factores que influyen son la calidad del agua residual, el grado de dilución con agua de lluvia, el arrastre y erosión de suelos y la recolección de basura.

A nivel mundial los lodos, con un tratamiento adecuado, han sido usados como fertilizantes orgánicos en muchos cultivos de producción alimentaria y ornamentales, además de poder ser aplicados como mejoradores de suelos en sitios degradados. En Estados Unidos más del 60% de los lodos generados son aprovechados, pero sólo un 41% son aplicados a suelos agrícolas (EPA, 1996a). En diversos países de Europa, su aplicación en suelos es la práctica más empleada de reutilizar los lodos, representando aproximadamente el 45 y 56% del



reúso total respectivamente (Lue-Hing *et al.*, 1996 y Bastian, 1997).

En nuestro país los lodos generados en las plantas de tratamiento por lo general no son tratados, sino comúnmente descargados en los sistemas de alcantarillado, depositados en terrenos o enviados a rellenos sanitarios y tiraderos. Estos lodos residuales tienen presentes microorganismos tales como virus, bacterias, hongos, protozoarios y huevos del helminto, además de contener en algunos casos, metales pesados y compuestos tóxicos que al tener contacto humano pueden ocasionar graves enfermedades.

En el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua se han realizado diversas investigaciones para la estabilización de este tipo de residuos utilizando digestión aerobia, digestión alcalina y composteo obteniendo biosólidos clase A y B. (Ramírez *et al.*, Cardozo *et al.*,

Al presentar esta problemática de impacto ambiental, las autoridades competentes se dieron a la tarea de normalizar los desechos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas, respondiendo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003), norma que fija los límites máximos permisibles de contaminantes que deben de contener los lodos y biosólidos.

Es en este contexto donde México tiene importantes limitaciones económicas, tecnológicas y técnicas para el tratamiento de lodos residuales, por lo que es preciso disponer de soluciones robustas y adaptadas que garanticen el tratamiento y la disposición final adecuados de los lodos residuales, con un costo de servicio asequible para la población.

Para el tratamiento de lodos, los procesos más aplicados son la digestión anaerobia, la digestión aerobia, elaboración de composta y estabilización alcalina.

La digestión anaerobia es comúnmente utilizada para el tratamiento de lodos de desecho, por presentar ventajas como la conversión y reducción de lodos sin la necesidad de insumos, con costos de operación y mantenimiento relativamente bajos (Noyola, 1998a), contribuyendo con la generación de biogás, que es una oportunidad de recuperación de energía.

En el presente trabajo se evalúa el funcionamiento de un digestor anaerobio no convencional basado en el concepto del reactor anaerobio de lecho de lodos (UASB por sus siglas en inglés) para llevar a cabo la digestión de los lodos de desecho de una planta de tratamiento de aguas residuales en condiciones mesofílicas (35 °C). El propósito es desarrollar una alternativa de tratamiento de estos residuos que cumplan con la normatividad mexicana para la obtención de biosólidos, con una disminución de los costos de infraestructura y mantenimiento, al prescindir del espesador de lodos y simplificar la obra civil del digestor.



Adicionalmente, se aporta información sobre la formación de natas o espumas que se presentan en los digestores.



## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 GENERACIÓN DE LODOS

La mayoría de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales genera grandes cantidades de productos de desecho, a los cuales se les denomina lodos. La composición y cantidad de los lodos depende de las características de las aguas residuales crudas y del proceso de tratamiento que se le da a dichas aguas.

El tratamiento y disposición de los lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales es un tema importante, debido al crecimiento de los centros urbanos y al desarrollo económico, sumado al impacto ambiental y social que genera la ocupación de suelos que cada vez son más escasos y más importantes de mejorar para el desarrollo urbano y actividad agrícola.

#### 2.1.1 Lodos residuales

- **Clasificación**

Los lodos provenientes del tratamiento de aguas residuales municipales 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 biológicos y fisicoquímicos, de acuerdo a esto se puede hacer la siguiente clasificación de los lodos producidos.

**Lodos primarios**, proceden del proceso de sedimentación primaria en la que se retiran los sólidos que sedimentan fácilmente por gravedad. Alcanzan en promedio un porcentaje de sólidos del 5%, son generalmente de color gris oscuro, de aspecto grasiento y en la mayoría de los casos producen un olor extremadamente molesto (Winkler, 1994).

**Lodos secundarios**, es lodo biológico (biomasa, células) consistente en los productos de conversión de compuestos solubles del efluente primario y partículas que escaparon del tratamiento primario. Son separados en la unidad de sedimentación secundaria; sus características dependen básicamente del proceso biológico empleado en el tratamiento de las aguas residuales y del sustrato. Los procesos biológicos más comunes en el tratamiento de aguas residuales son los lodos activados y los filtros percoladores (Metcalf & Eddy, 2003).



**Lodos combinados**, son producidos por la combinación de lodos primarios y secundarios sus características son proporcionales a sus respectivas composiciones.

**Lodos fisicoquímicos**, son producto de la sedimentación de los sólidos suspendidos y materia coloidal del agua residual, como resultado de los procesos de coagulación y floculación por la adición de reactivos químicos.

### 2.1.2 Características

La composición y las características de los lodos producidos en las plantas de tratamiento de agua residual municipal dependen del origen de la misma y del proceso que los produce. Entre las características más importantes se encuentran las siguientes:

#### **Biológicas:**

Al ser un subproducto del tratamiento de las aguas residuales, contienen organismos patógenos que si el lodo no es tratado adecuadamente pueden causar problemas sanitarios al ser dispuestos en el suelo. Debido a que los lodos son obtenidos generalmente por procesos de sedimentación, la concentración de microorganismos es mayor que el de las aguas residuales.

Debido a los problemas de tiempo y costo que representa el monitoreo de microorganismos patógenos, se recurre al uso de un indicador que permite estimar el grado de contaminación biológica presente en las aguas y lodos residuales. El grupo de microorganismos denominados coliformes es el generalmente utilizado como indicador. Han sido utilizados como indicadores porque muchos son originarios del tracto digestivo del hombre y de los animales de sangre caliente, no son patógenos, son fáciles de aislar y normalmente sobreviven más tiempo que los microorganismos que producen enfermedades. Los coliformes pueden dividirse en totales y fecales, siendo la principal diferencia entre ellos, la capacidad de los fecales de crecer a mayor temperatura en condiciones de laboratorio (Pelczar *et al.*, 1988). Moeller, (1999) en su tesis doctoral confirmo la presencia de cantidades elevadas de los géneros *Salmonella* y *Shigella*, protozoarios patógenos al hombre como *E. Hystolitica* y *G. Lamblia* y los parásitos más persistentes son los *Ascaris* y *Strongyloides*.

#### **Físicas:**

- ❖ **Contenido de sólidos.-** en el lodo se encuentran sólidos en sus diversas formas, orgánica e inorgánica. Los lodos activados contienen menos del 1% de materia seca, los filtros percoladores de 0.5 a 2% y los lodos del tratamiento



primario hasta 5%. La proporción de materia orgánica en los lodos está entre 70 y 80% (Winkler, 1994).

- ❖ **Tamaño de partícula.-** es variable y es un factor que incide directamente en la facilidad para desaguar el lodo. Si las partículas tienen un tamaño entre 1 y 10 micras, el secado es más difícil.
- ❖ **Reología.-** es importante para el estudio del comportamiento que presentan los lodos como fluido, se distingue cuatro categorías de lodo desde el punto de vista reológico, como lodos líquidos, lodos plásticos, lodos sólidos susceptibles de ser compactados y lodos con volumen constante.
- ❖ **Sedimentabilidad o velocidad de sedimentación.-** esta característica depende de la concentración de sólidos suspendidos del mismo, de la viscosidad del líquido, del tamaño y forma del sedimentador y particularmente de las propiedades químicas, físicas y electrostáticas de la materia en suspensión.
- ❖ **Forma en que se encuentra el agua.-** la manera en que se encuentra el agua en los lodos determina la mejor forma de separarla del sólido. El agua puede encontrarse de cuatro formas (Vesilind *et al.*, 1986):
  - Agua libre: Se encuentra débilmente ligada a las partículas, incluso puede considerarse que no está adherida a los sólidos y que puede liberarse al sedimentar las partículas por acción de su propio peso.
  - Agua de flóculo: Es el agua que se encuentra atrapada en los flóculos formados y cuya liberación se logra al comprimirlos.
  - Agua capilar: Es el agua, presente en los flóculos, pero unida por fuerzas capilares. Esta puede eliminarse si el lodo es compactado a presiones muy altas.
  - Agua particulada: Es la que forma parte de la composición química de las partículas y su eliminación se logra únicamente por acción química o térmica, modificando la estructura de las partículas.

#### Químicas:

- ❖ **Orgánicas.-** la materia orgánica en los lodos es de origen animal y vegetal, principalmente microorganismos. Es importante considerar a la materia orgánica susceptible de ser degradada por acción microbiana y que se considera como una medida de la carga contaminante de los residuos y a los tóxicos orgánicos, difícilmente biodegradables, poco solubles en agua, lipofílicos y por ende altamente acumulables en los tejidos. Estos compuestos son altamente tóxicos y potencialmente carcinogénicos. Dentro de los tóxicos orgánicos encontramos dos grupos prioritarios por su alta toxicidad: los pesticidas organohalogenados como el DDT y los hidrocarburos aromáticos polinucleares. Una vez que el lodo es dispuesto en el suelo, estos compuestos pueden dispersarse por volatilización, dependiendo de la temperatura ambiental, el método de aplicación y la velocidad del viento, por



fotodescomposición, que se da por la incidencia de la radiación solar en el lodo, o por lixiviación, en función de la lluvia y cambios en el pH de la masa de lodo.

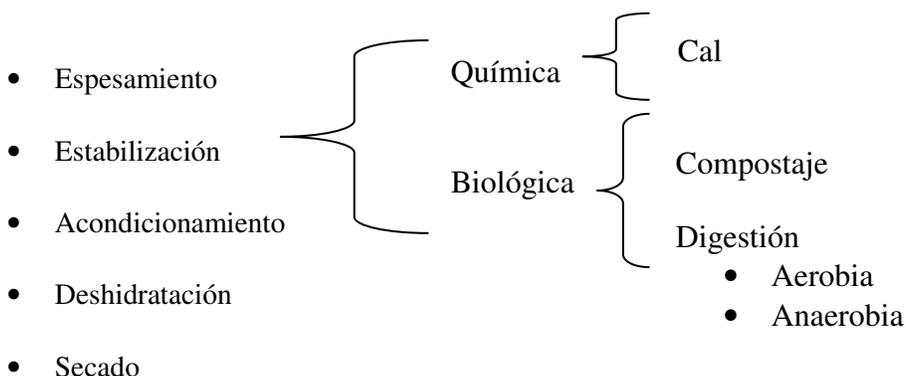
❖ **Inorgánicas.-** son todos aquellos parámetros a considerar que no incluyen carbono orgánico. Los dos más importantes son:

❖ **Metales pesados:** Su acumulación produce impactos ambientales negativos, causando trastornos en todo ser vivo. Los más relevantes son arsénico, cadmio y mercurio. En los procesos de digestión anaerobia, los efectos tóxicos que causan los metales son los siguientes: interfieren en la membrana de las células de los microorganismos, disminuyen el potencial energético de la cadena de transporte de electrones; destruyen el metabolismo enzimático e inactivan a las enzimas al reaccionar los metales con los grupos HS<sup>-</sup> de los aminoácidos (Montalvo y Guerrero, 2003). Chiu-Yue (1992), menciona que los efectos tóxicos causados por metales, son más fuertes en las bacterias metanógenas que en las acetógenas.

❖ **Nutrientes:** Considerando que el lodo es usado con fines agrícolas, es importante conocer su contenido de nitrógeno, fósforo y potasio, para determinar su valor como mejorador de suelos y dosificar su aplicación.

### 2.1.3 Tratamiento

Los procesos para tratar los lodos varían según el tipo de agua residual de la que se derivan, del proceso utilizado para el tratamiento de éstas y del último método de disposición a la que serán destinados los lodos. Los objetivos principales del tratamiento de los lodos son reducir su masa y volumen, para facilitar su manipulación, y aumentar su estabilidad biológica a fin de producir un material suficientemente inofensivo para su disposición. Generalmente, los lodos residuales pasan por el siguiente tren de tratamiento para su disposición final:



**Figura 2.1. Componentes de un tren convencional de tratamiento de lodos**



**Pretratamiento.-** Tiene la finalidad de que la alimentación a las instalaciones de tratamiento sea relativamente constante y homogénea, así como prevenir el desgaste de ciertos equipos como bombas y sistemas de distribución. En el pretratamiento se manejan generalmente cuatro operaciones (Metcalf y Eddy, 2003): Dilaceración, desarenado, mezclado y almacenamiento.

**Espesamiento.-** Esta etapa reduce el volumen del lodo a manipular, aumentando la concentración de los sólidos. Un pequeño incremento en la concentración de los sólidos redundaría en una gran reducción en el volumen de agua de los lodos. El espesado se lleva a cabo mediante procedimientos físicos que incluyen la flotación, el espesado por gravedad y la centrifugación (Winkler, 1994). 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 3 y el 6%, con objeto de no afectar las propiedades reológicas del lodo y sus consecuencias en bombas, tuberías y mezcladores (Noyola, 1998b).

**Estabilización.-** En esta parte del tren de tratamiento se eliminan, en su variante biológica, los sólidos volátiles para reducir el volumen del lodo para su disposición así como la estabilización de la biomasa para limitar los patógenos y proporcionar un producto menos oloroso reduciendo el potencial de atracción de vectores y por ende la afectación al humano y al ambiente. Los procesos de estabilización pueden dividirse en biológicos y químicos (WEF, 1993; Metcalf & Eddy, 2003).

**a) Estabilización biológica.-** es la estabilización de los lodos mediante la conversión de la fracción volátil a metano o dióxido de carbono, según la vía aplicada, por medio de la acción de microorganismos, principalmente bacterias; existen tres tipos principales de procesos biológicos para la estabilización.

- **Digestión anaerobia:** Se encuentra entre las formas de tratamiento de residuos más antiguas y es la más empleada en la actualidad para la estabilización de lodos. En la digestión anaerobia la materia orgánica se estabiliza mediante microorganismos en ausencia de oxígeno, produciendo principalmente metano y dióxido de carbono. Este proceso suele tener lugar en intervalos mesofílico (35°C) y termofílico (55°C) de temperatura.
- **Digestión aerobia:** En este caso, la estabilización de los lodos se da en presencia de oxígeno, obteniendo como productos finales dióxido de carbono, agua y amoníaco, el cual puede oxidarse, si las condiciones lo permiten, hasta nitrato.
- **Composteo:** Proceso aerobio que implica una compleja destrucción de la



materia orgánica junto con la producción de sustancias húmicas para dar lugar a un producto final estable. A diferencia de la digestión aerobia y anaerobia, en el composteo se requiere deshidratar el lodo a un porcentaje de sólidos de 40 - 60%. El sistema de composteo más utilizado es la pila estática aireada, que consiste en una red de tuberías de conducción de aire sobre las que se distribuye una mezcla de lodo deshidratado y un material de soporte, este último puede ser orgánico o inorgánico, astillas de madera, por ejemplo, que se añade al lodo para proporcionarle soporte estructural y aumentar su porosidad con el fin de mejorar 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 (WEF, 1993; Metcalf & Eddy, 2003). Una característica importante del composteo es que conforme se estabiliza la materia orgánica, la pila se va calentando hasta alcanzar temperaturas entre 50 y 70°C que permiten la destrucción de organismos patógenos y la conversión de aproximadamente 20 al 30% de los sólidos volátiles a dióxido de carbono y agua.

Ramirez et al, indican que la utilización de agentes abultantes reduce los contaminantes por el proceso biodegradación y dilución. Obteniendo una reducción del 38% de sólidos volátiles en su experimentación.

**b) Estabilización Química.-** consiste en el uso de compuestos químicos como la cal y el cloro. La estabilización con cloro se usa escasamente, mientras que la cal es ampliamente usada, por su bajo costo de inversión (Lue-Hing *et al.*, 1996).

La estabilización con cal consiste en añadir al lodo dosis suficientes de cal (alrededor de 0.3 kg  $\text{Ca(OH)}_2$ /kg ST) 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 descompone, tiene olor a amoníaco y no provoca riesgos para la salud pública. Sin embargo, estas condiciones se mantendrán si el pH no desciende del valor de 11, por lo menos 2 horas después del tratamiento. El lodo estabilizado con cal presenta condiciones favorables para su disposición ya sea en relleno sanitario, en suelos forestales, e inclusive a suelos no alcalinos destinados al cultivo (Lue-Hing *et al.*, 1996).

Ramirez *et al.*(b), utilizó en sus investigaciones de materiales alcalinos con concentraciones de 70 y 90% de  $\text{Ca(OH)}_2$  para la estabilización de lodos secundarios con concentraciones de 1 a 4% de sólidos totales. Encontrando una correlación directa entre el porcentaje de sólidos totales en el lodo crudo y la dosis de materiales alcalinos utilizados para mantener el pH de 12 por más de dos horas, disminuir la resistencia específica a la filtración y la concentración de SSV.



**Acondicionamiento.-** se utiliza para facilitar la concentración del lodo con la finalidad de realizar una buena deshidratación. El acondicionamiento, cuando es químico, puede lograrse mediante iones inorgánicos polivalentes o polielectrolitos, logrando reducir la humedad del lodo hasta niveles del 65%.

Otro tipo de acondicionamiento es el térmico, el cual requiere altas temperaturas (180 - 200°C) y presiones (10 - 20 atm) durante cortos periodos de tiempo. En este tipo de acondicionamiento, aparte de destruir la afinidad de los sólidos por el agua, se consigue la esterilización de los lodos.

**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.

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, 2003).

**Deshidratación.-** es la remoción física de suficiente cantidad de agua de los lodos para que adquiera características casi sólidas. Esto se hace por diversas razones: disminuir el costo de transporte al reducir la masa y el volumen del lodo, facilidad de manipulación para procesos subsecuentes como incineración o composteo, reducción del potencial de putrefacción en algunos casos y disminución de lixiviados si el lodo se dispone en un relleno sanitario. Para la deshidratación se utilizan tecnologías como la filtración al vacío con tambor rotatorio, filtros banda, filtros prensa, lechos de secado y en menor proporción el centrifugado, a pesar de ser el más eficiente (Winkler, 1994).

**Secado.-** operación unitaria que involucra la reducción del contenido de agua por la vaporización de ésta al aire. Si se utilizan lechos de secado, la evaporación a la atmósfera se produce por la diferencia en las presiones de vapor. Pero sí se utiliza secado mecánico se aporta calor externo para aumentar la capacidad de retención de vapor del aire ambiental y para proporcionar el calor latente necesario para la evaporación. Después del secado, el contenido de humedad del lodo es menor al 10%.

#### 2.1.4 Disposición o uso del lodo residual tratado

La disposición en rellenos sanitarios consiste en depositar los residuos en sitios debidamente controlados y operados, ubicados en áreas alejadas de lagos, estanques, ríos, pozos para suministro de agua, carreteras, aeropuertos y zonas habitadas, compactándolos y cubriéndolos con aproximadamente 30 cm de tierra.



En este caso es importante que los lodos estén bien deshidratados para evitar la infiltración de lixiviados. Cuando un relleno se cierra es necesaria la aplicación de una capa final sobre la que crezca vegetación evitando la erosión de la celda.

El uso de los lodos tratados como mejoradores de suelos, es una alternativa que actualmente está tomando gran importancia, ya que incrementan la retención de agua y mejoran el suelo cultivable, además de añadir nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, y micronutrientes tales como manganeso, cobre, molibdeno, hierro y zinc. A pesar de que los nutrientes no se encuentran en la proporción de cualquier fertilizante comercial balanceado, la mayoría de los cultivos agrícolas responden favorablemente a la aplicación del lodo. Además del uso agrícola, se tiene la posibilidad de que se les pueda utilizar para regenerar suelos estériles y erosionados o bien tratar suelos de bosques, lo que permitiría mejorar la cubierta vegetal, reduciendo en una menor escorrentía y una mayor capacidad de infiltración de esos suelos.

Algunos de los problemas asociados con la aplicación de lodos residuales pueden ser el riesgo de la contaminación de plantas y acuíferos con patógenos y elementos químicos, la presencia de olores desagradables en los sitios de aplicación o específicamente puede ocasionarse contaminación por nitratos en acuíferos. Las características que pueden resultar potencialmente contaminantes si el lodo se usa en agricultura son: alta conductividad eléctrica y alto contenido de metales (Cardozo *et al*)

De acuerdo con las características del lodo se determina la operación unitaria o proceso de tratamiento que más convenga, en función del tipo de disposición o reuso que se le pretenda dar. Los parámetros normativos determinan si el lodo puede ser reutilizado o se le da un confinamiento final.

En la Tabla 2.1 se muestran los contenidos típicos en nutrientes de los lodos estabilizados en comparación con los contenidos de fertilizantes comerciales.

**Tabla 2.1 Comparación de los niveles de nutrientes de los fertilizantes comerciales y el lodo de agua residual estabilizado (Metcalf & Eddy, 2003)**

	Nutrientes %		
	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
Fertilizantes para usos agrícolas típicos	5	10	10
Valores típicos para lodos de agua residual estabilizados	3.3	2.3	0.3

### 2.1.5 Marco normativo

Los lodos de desecho producidos durante las diferentes etapas de tratamiento del



agua residual, están constituidas por un concentrado de diversos contaminantes provenientes del agua tratada. Debido a su alto contenido de materia orgánica, presenta un potencial de putrefacción elevado y una importante presencia de microorganismos patógenos y parásitos, así como también un potencial de atracción de vectores, por lo cual necesitan ser tratados para su disposición final.

En el apartado 503 de la Environmental Protection Agency (EPA, 1996a), se clasifica a los biosólidos en clase A y B de acuerdo al nivel de contenido de patógenos y parásitos. Las características de los biosólidos clase A debe tener un contenido de coliformes fecales inferior a 1000 número más probable (NMP) por gramo de sólidos totales en peso seco, menos de 3 NMP por cuatro gramos de sólidos totales en peso seco para el caso de de *Salmonella sp.* y menos de un huevo de helminto viable por cada cuatro gramos de sólidos totales en peso seco.

Los biosólidos clase B deben tener un nivel de contenido de coliformes fecales inferior a  $2 \times 10^6$  NMP por gramo de sólidos totales en peso seco.

En el documento que se hizo referencia de la EPA, los procesos aceptados para la producción de biosólidos clase A son: composteo, secado con calor, tratamiento con calor, digestión aerobia termofílica, irradiación con rayos beta o gamma y pasteurización. Para la producción de biosólidos clase B los procesos aceptados son: digestión aerobia, secado con aire, digestión anaerobia, composteo sin un estricto control de temperatura y la estabilización con cal.

Las autoridades mexicanas tomando como referencia la norma para los biosólidos de la Environmental Protection Agency (EPA, 1996a), crearon la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003) que regula el manejo y disposición final de los lodos de desecho provenientes de las plantas tratadoras de agua residual en nuestro país, estableciendo las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final, los cuales se muestran en las tablas 2.2, 2.3 y 2.4.

**Tabla 2.2 Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).**

Clase	Patógenos		Parásitos
	Coliformes fecales NMP/g ST	<i>Salmonella sp</i> NMP/g ST	HH/g ST
A	< 1000	<3	<1 <sup>(a)</sup>
B	< 1000	<3	<10
C	<2X10 <sup>6</sup>	<300	<35

(a) Huevos de Helminto viables



**Tabla 2.3 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

**Tabla 2.4 Aprovechamiento de biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).**

Tipo	Clase	Aprovechamiento
Excelente	A	1) Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación 2) Los establecidos para la clase B y C
Excelente o bueno	B	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación</li> <li>• Los establecidos para la clase C</li> </ul>
Excelente o bueno	C	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Usos forestales</li> <li>• Mejoramiento de suelos</li> <li>• Usos agrícolas</li> </ul>

## 2.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA

La aplicación de procesos biológicos en el tratamiento de desechos orgánicos remonta al siglo pasado, cuando sistemas rústicos como la fosa séptica comenzaron a ser utilizados para el control de la contaminación y de los riesgos sanitarios asociados. Posteriormente, nuevos procesos fueron desarrollados sobre bases puramente empíricas, como el sistema de lodos activados. Sin embargo, es hasta el siglo pasado que las bases teóricas comenzaron a ser planteadas, al utilizarse los resultados de investigaciones sobre crecimiento bacteriano y



fermentaciones. Hoy en día, el avance en el conocimiento de los fundamentos y aplicación de los procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos orgánicos es considerable. A ello ha contribuido el auge de la biotecnología en general y la necesidad de ejercer cada vez un control más estricto sobre efluentes contaminantes, ya sean municipales o industriales.

En los procesos biológicos, la materia orgánica contaminante es utilizada como alimento por los microorganismos presentes en tanques y reactores. De esta forma pueden obtener energía necesaria para reproducirse y llevar a cabo sus funciones vitales. Como esto, los compuestos contaminantes son transformados en nuevas células y otros productos que pueden ser más fácilmente separados del agua.

La principal división entre los diversos procesos biológicos existentes para el tratamiento de aguas residuales se hace en relación a la forma en que los microorganismos utilizan el oxígeno. Es así que se tienen los procesos aerobios (requieren de oxígeno) y los anaerobios (no requieren oxígeno). Esto se traduce en sistemas muy diferentes entre sí, tanto en su microbiología, como en sus aplicaciones, su ingeniería y su control.

**Digestión anaerobia:** Término que se refiere rigurosamente a fermentaciones bacterianas anaerobias en las que biopolímeros orgánicos complejos y otros productos orgánicos de desecho se descomponen produciendo una mezcla de metano y de bióxido de carbono conocido como biogás (Combs, 1992).

Este proceso se utiliza en el tratamiento de lodos residuales, así como residuos de granjas, efluentes industriales o cultivos cuyo propósito es la obtención de energía. La digestión anaerobia también conlleva la formación de gas de composición similar durante la descomposición biológica de los productos orgánicos en sitios de disposición final.

### **2.2.1 Aspectos Bioquímicos**

La degradación de sustrato en un proceso anaerobio se consigue transformándola en biomasa y compuestos inorgánicos en su mayoría volátiles:  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2$ , y  $\text{H}_2\text{S}$ , y como compuesto orgánico gaseoso  $\text{CH}_4$ , esto en ausencia de oxígeno molecular. El proceso sigue una secuencia como la mostrada en la figura 2.2: biopolímeros de alto peso molecular, generalmente proteínas, carbohidratos y lípidos, son hidrolizados por medio de enzimas extracelulares a compuestos más simples y asimilables por las bacterias, como son azúcares, ácidos grasos y aminoácidos. Los organismos fermentadores utilizan como sustrato a los azúcares y aminoácidos, mientras que los ácidos grasos son asimilados por los oxidadores anaerobios. Los productos de estas reacciones son acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato. Estos últimos son

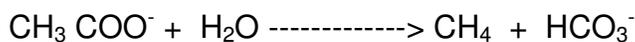


degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias conocidas como OHPA (Bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno, por sus siglas en inglés) las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanogénicas que utilizan hidrógeno. Estos dos compuestos son finalmente los verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, que se dividen en dos grupos tróficos:

- Bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que utilizan el hidrógeno producido para reducir el  $\text{CO}_2$  en  $\text{CH}_4$



- Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que se transforman el acetato en  $\text{CH}_4$ . Esta reacción contribuye con el 70% de la producción de metano en los digestores



- Son seis los procesos de conversión identificados en la digestión anaerobia como se ve en la figura 2.2:

- - 1) Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
  - 2) Fermentación de aminoácidos y azúcares
  - 3) Oxidación  $\beta$  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

Algunos detalles dentro del proceso que merecen atención es la dependencia de las bacterias OHPA, las cuales se pueden inhibir ante la existencia de presiones parciales elevadas de  $\text{H}_2$ , existiendo una interrelación de dichos microorganismos con las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas. En esta relación, llamada sintrófica, los microorganismos hidrogenofílicos se encargan de consumir el hidrógeno, manteniendo las concentraciones de dicho gas a niveles adecuados y así propiciar las condiciones necesarias para la producción de acetato e hidrógeno por las bacterias OHPA (Noyola, 1998b).

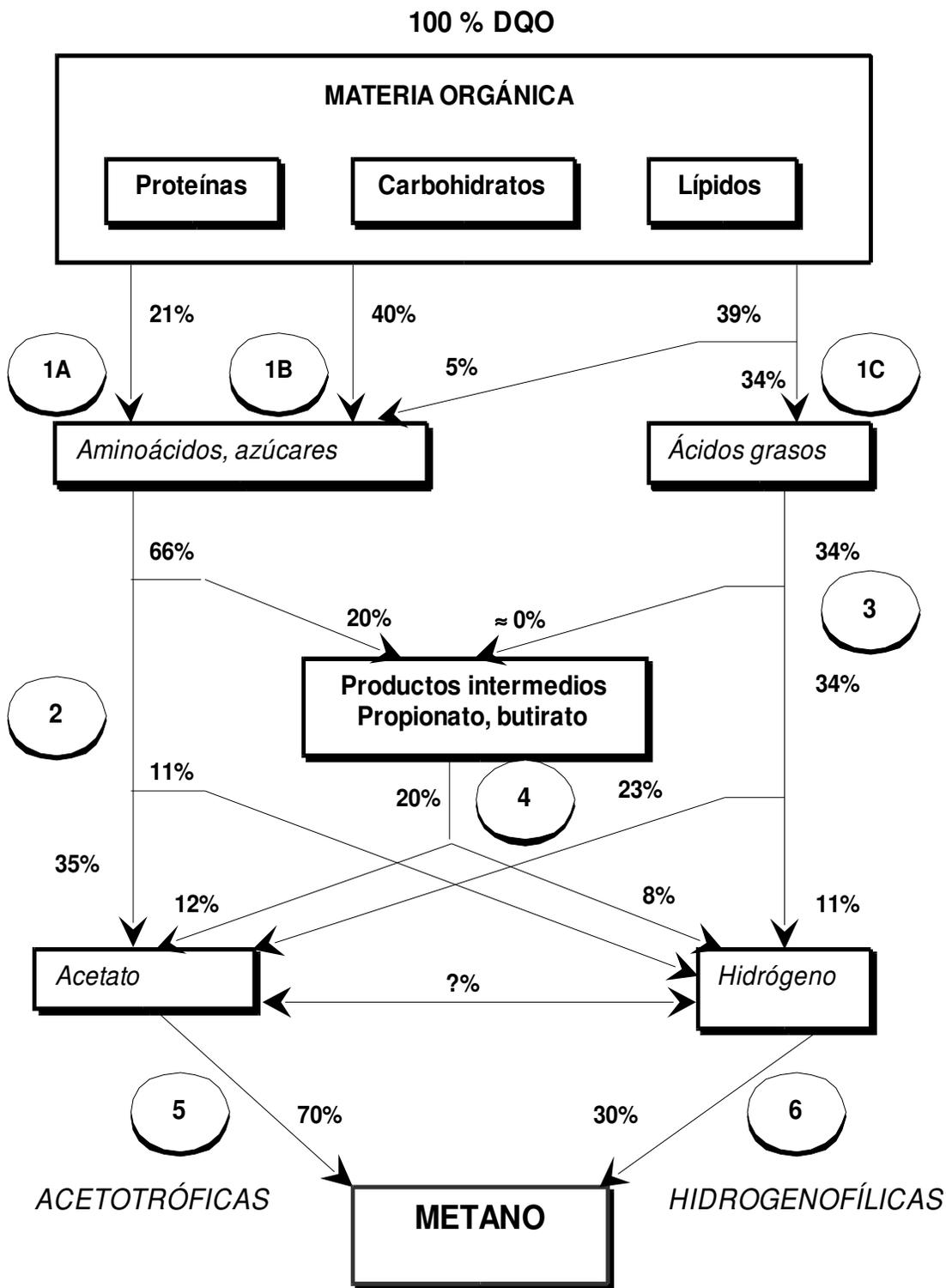


Figura 2.2 Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder, 1983).



## 2.2.2 Aspectos Microbiológicos

La digestión efectiva de la materia orgánica a metano requiere del metabolismo combinado y coordinado de diferentes tipos de bacterias anaerobias. Al menos cuatro grupos tróficos han sido aislados en digestores anaerobios, pudiendo ser diferenciados con base en los sustratos fermentados y a los productos formados. Estos cuatro grupos son (McInerney, 1980).

### 2.2.2.1 Bacterias hidrolíticas

Este tipo de bacterias conforman una mezcla muy compleja de muchas especies bacterianas, la mayoría de las cuales son anaerobias obligadas. No obstante pueden resultar también numerosas algunas bacterias anaerobias facultativas tales como los estreptococos y otros gérmenes entéricos.

Este tipo de microorganismos fermentan una gran variedad de moléculas orgánicas complejas como polisacáridos, lípidos y proteínas, convirtiéndolos en una amplia gama de productos finales tales como ácido acético, mezcla de  $H_2$  y  $CO_2$ , compuestos monocarbonados, ácidos orgánicos de más de dos átomos de carbono y compuestos tales como propanol, butanol, etc. El pH óptimo para la hidrólisis varía de acuerdo con el sustrato. Para carbohidratos fácilmente degradables, la hidrólisis procede con una velocidad máxima a pH entre 5.5 - 6.5 (Hungate, 1969; Zoetemeyer *et al.*, 1982).

### 2.2.2.2 Bacterias acidogénas

Intervienen en los procesos de fermentación de aminoácidos y azúcares y en la oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga. La mayoría de las bacterias que conforman este grupo trófico son anaerobias no obstante algunas son capaces de utilizar  $O_2$  tal como las bacterias del ácido láctico. Los productos metabólicos en esta etapa varían según las condiciones aplicadas, del tiempo de residencia celular, del tipo de sustrato y de la rapidez de eliminación de hidrogeno del medio.

### 2.2.2.3 Bacterias acetógenicas

Los productos metabólicos de las bacterias acidogénicas son convertidos en sustratos para las metanógenas por la actividad de las bacterias acetógenas constituyentes del tercer nivel o grupo trófico en la secuencia poblacional que ocurre en la digestión anaerobia. El resultado metabólico de este grupo es la formación de acetato,  $H_2$  y  $CO_2$ . Estas bacterias se le conoce como bacterias



acetógenas productoras obligadas de hidrógeno (OHPA por sus siglas en inglés). Este grupo trófico debe tener una relación simbiótica con las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, ya que éstas consumen el hidrógeno producido por las primeras, evitando así su inhibición por acumulación de producto.

#### 2.2.2.4 Archea metanógenas

Constituyen un grupo especial de microorganismos, de diferentes formas celulares que obtienen energía para el crecimiento y para la formación de metano a través de mecanismos aún parcialmente desconocidos. Morfológicamente constituyen un grupo diverso, siendo todas estrictamente anaerobias que tienen la capacidad metabólica común de producir metano. Estos microorganismos pertenecen al dominio Archea, diferenciándose del dominio Bacteria.

De acuerdo a los sustratos que pueden degradar, se dividen en hidrogenótrofos, capaces de producir metano a partir de  $H_2$  y  $CO_2$ ; acetoclastos, que producen  $CH_4$  y  $CO_2$  a partir de acetato. El mayor número de especies de archea metanógenas pertenecen al primer grupo. Muchas de ellas a su vez pueden también utilizar formiato. Las archea acetoclastas dismutan acetato, oxidando el carboxilo a  $CO_2$  y reduciendo el metilo a metano.

El crecimiento bacteriano ocurre en medios que contengan amonio y sulfuros o cisteína, como fuentes de nitrógeno y azufre, respectivamente. El crecimiento puede estar estimulado por ciertos compuestos orgánicos que actúan como factores de crecimiento tales como las vitaminas de complejo B y la cisteína. Algunos metales micronutrientes son indispensables para la síntesis de coenzimas, como hierro, cobalto, níquel y molibdeno.

#### 2.2.3 Parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso de Digestión Anaerobia

Los factores que se mencionan a continuación son importantes para evitar cualquier falla dentro del proceso y tener conocimiento para tomar medidas correctivas necesarias cuando así se requiera.

- **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 y 7.2. Fuera de este último, la digestión puede continuar aunque en forma ineficiente hasta un pH de 6.2, en donde las bacterias metanogénicas son afectadas severamente (Noyola, 1998b); a niveles de pH alcalinos, se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclásticas (Malina and Pohland, 1992).



- **Alcalinidad:** La alcalinidad es la capacidad de un sistema para mantener un pH determinado; es una medida de la capacidad amortiguadora (buffer) del sistema. En cuanto mayor sea la alcalinidad, se podrá mantener un pH a pesar de un aumento en la generación de  $H^+$ . En los sistemas donde se realiza digestión anaerobia, el sistema buffer se debe a la presencia de carbonatos, en particular la capacidad tampón de la especie bicarbonato  $HCO_3^-$ .

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 buffer. La alcalinidad útil para fines de amortiguamiento, en valores de pH típicos de operación, es la debida al ión bicarbonato, en tanto que la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles 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  $\alpha$  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 ( $H_2SO_4$  0.2 N) hasta un pH de 5.75 y la segunda lectura, es la cantidad de ácido utilizado hasta el valor de pH de 4.3 (Jenkins *et al.*, 1983).

- **Temperatura:** En los ambientes anaerobios la temperatura define las especies predominantes. Las especies psicrófilas (6-20 °C), mesófilas (20-40 °C), termófilas (50-65 °C) tienen intervalos de temperatura óptima de crecimiento y actividad definida. La temperatura óptima de crecimiento de las bacterias metanogénicas mesofílicas es de 37 °C

La temperatura afecta a las constantes de equilibrio químico, produciendo desplazamientos en los valores de varios parámetros, como alcalinidad, pH, precipitaciones o redisoluciones de compuestos inorgánico, cambios en la composición del gas por efecto de la diferente solubilidad, etc.

- **Ácidos grasos volátiles:** La concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's) producto de la fermentación, tiene una gran importancia en el proceso de digestión anaerobia. Estos compuestos pueden llegar a acidificar el reactor provocando el fallo del proceso. En condiciones normales de operación la concentración de AGV's en el efluente debe ser muy baja o inapreciable, inferior a 100 mg/L. Por el contrario, si existe una fuerte concentración puede provocar inhibición a las bacterias formadoras de metano. La relación de AGV/alcalinidad, también es indicadora de estabilidad; una relación superior a 0.4 es indicadora de fallo inmediato (WPCF, 1987).

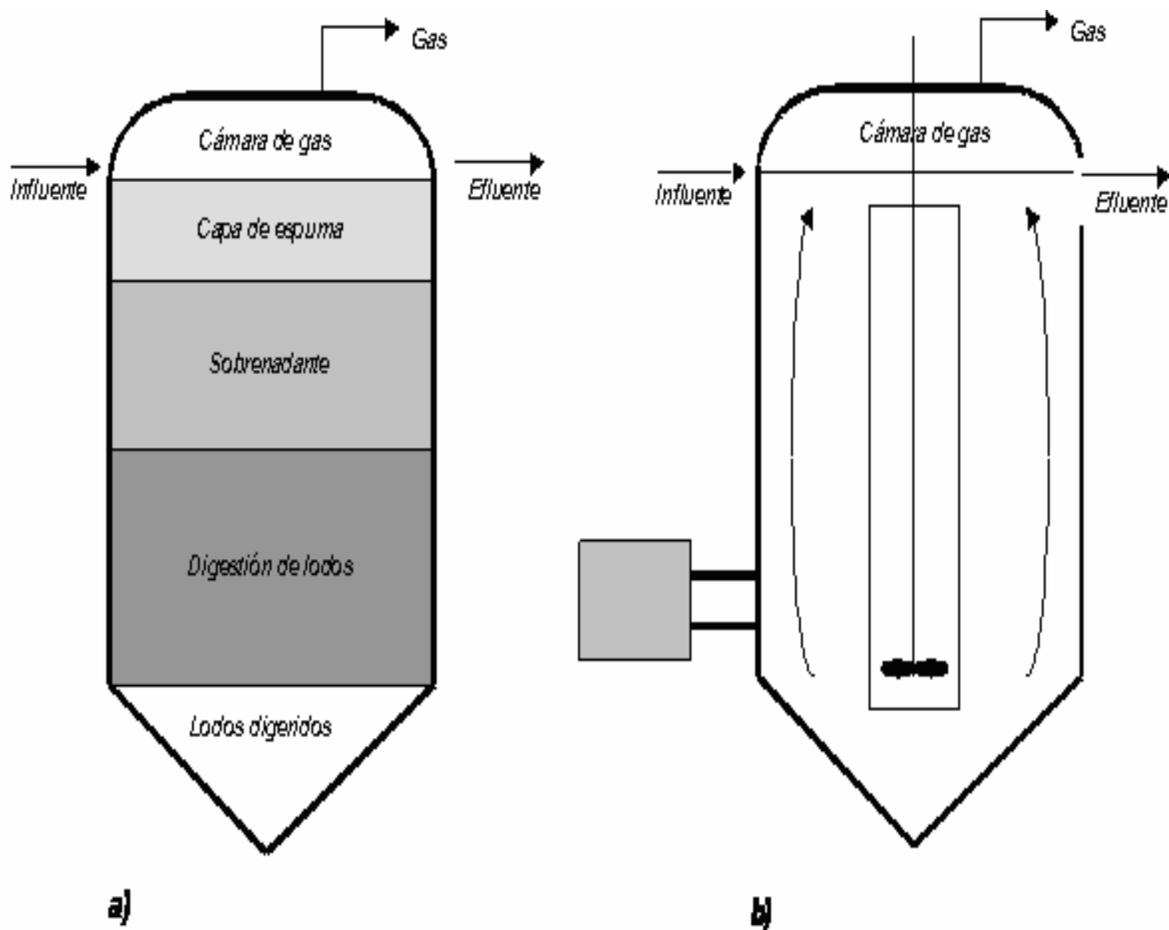


### 2.3 TIPOS DE DIGESTORES ANAEROBIOS

Las tecnologías utilizadas para la digestión de lodos o materiales con alta concentración de sólidos suspendidos se agrupan en dos grandes tipos:

- Digestores de baja tasa
- Digestores de alta tasa

A continuación en la figura 2.3 se muestran los tipos de digestores anaerobios para lodos.



**Figura 2.3. Digestores anaerobios, a) Baja tasa y b) Alta tasa (Metcalf & Eddy, 2003).**

En los digestores de baja tasa, conocidos también como convencionales, son aquellos en los cuales el proceso se lleva a cabo sin calentamiento ni mezclado, lo que favorece la estratificación del fluido, propiciando que la actividad biológica se

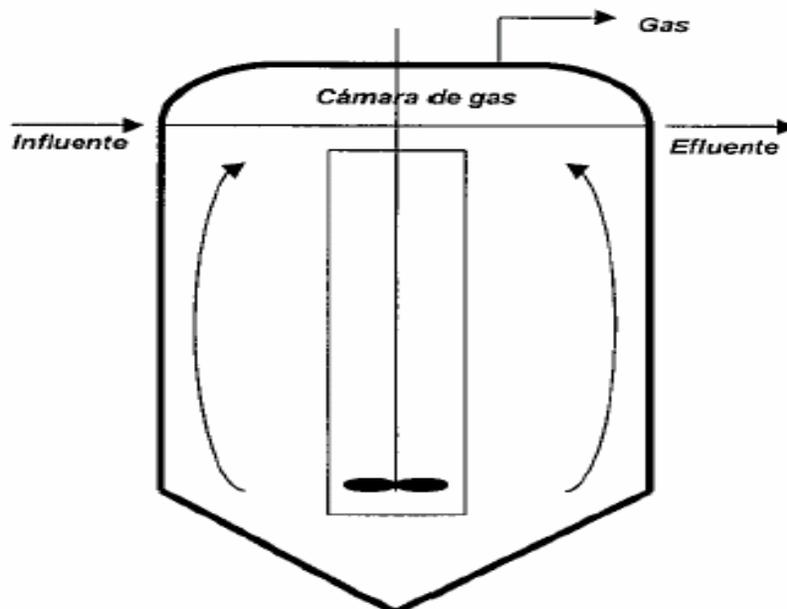


lleve a cabo en aproximadamente el 50% del volumen del reactor. Su aplicación principal se encuentra generalmente en plantas pequeñas. Una mejora al funcionamiento de este tipo de digestores consiste en la introducción del mezclado, lo que permite una mayor carga de alimentación, al favorecer la transferencia de masa en el reactor y emplear todo el volumen del líquido en la reacción.

En el caso de digestores convencionales (baja tasa) se muestra en la figura 2.4, los tiempos de retención hidráulica se encuentran entre 30 y 90 días, con cargas recomendadas entre 0.5 y 1.6 kgSSV/dm<sup>3</sup>. Poseen bajas eficiencias de remoción de contaminantes; únicamente se limitan a la remoción de sólidos suspendidos en un 60% y prácticamente no remueven materia orgánica soluble (30% DBO<sub>5</sub>) (Metcalf & Eddy Inc., 2003).

Los digestores de alta tasa, se caracterizan por un mezclado al medio de la reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por recirculación de gas o de líquido o una combinación de ambos. Esta variante de recirculación cuenta con un calentamiento que lleva a una temperatura a rangos mesófilos o termófilos. 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 los digestores de alta tasa, las cargas van de 1.6 a 3.2 kgSSV/dm<sup>3</sup>, con tiempos de retención hidráulico de 10 a 20 días.

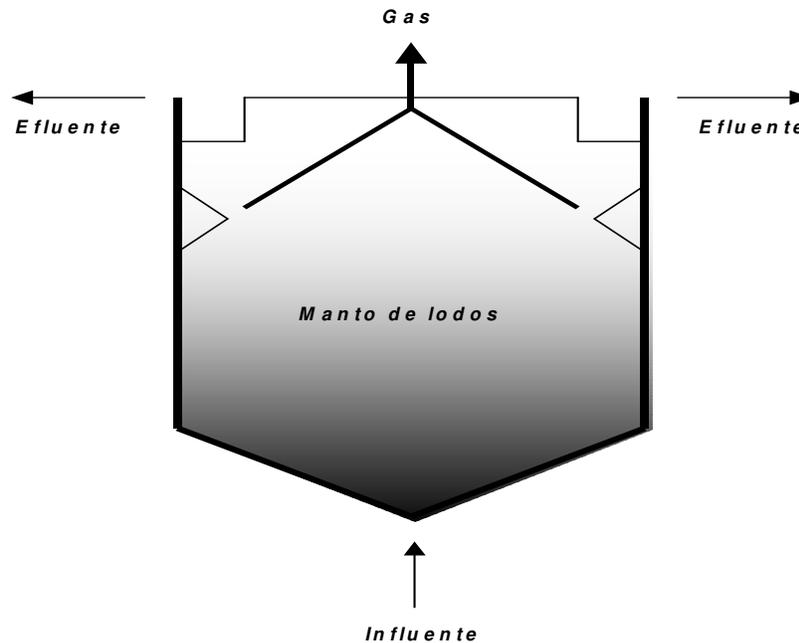
El digestor anaerobio de alta tasa convencional se muestra en la figura 2.4, es adecuado para altas concentraciones de material particulado. Además presenta una disminución a taponamientos, aunque el material particulado se puede sedimentar y acumular, ocasionando volúmenes muertos dentro del digestor y cortos circuitos hidráulicos. Tiene un efecto diluyente sobre compuestos tóxicos y amortigua las cargas máximas imprevistas, además que homogeniza la temperatura, el pH y el sustrato. El mezclado para este tipo de reactor, se puede realizar con agitador o recirculación de gas comprimido, en forma continua o intermitente.



**Figura 2.4. Digestor anaerobio convencional (Metcalf & Eddy, 2003)**

Por otro lado, el tratamiento de aguas residuales por medio de la digestión anaerobia ha dado lugar a toda una serie de reactores de diferente tipo, diferenciados de los digestores de lodo presentados anteriormente. Dentro de estos, los más representativos son el filtro anaerobio y el reactor anaerobio de lecho de lodos UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), el cual se muestra en la figura 2.5. Estos sistemas pertenecen a la llamada “segunda generación” de reactores anaerobios.

En el reactor UASB, el influente es introducido de manera ascendente atravesando un lecho de lodos (biomasa), que tiene la particularidad de retener dentro del reactor los microorganismos en forma de gránulos o flóculos, lo que da como resultado una cama de lodos en la parte inferior del reactor. El biogás producido, genera una circulación interna que contribuye a un mejor mezclado del lecho de lodos. El gas generado, producto de la digestión anaerobia, es captado por un dispositivo superior y evacuado para su aprovechamiento o quemado en la atmósfera.

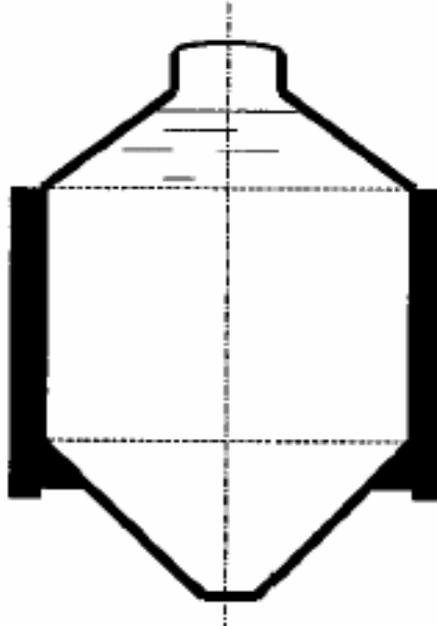


**Figura 2.5. Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 2003)**

## 2.4 GEOMETRÍAS DE DIGESTORES ANAEROBIOS CONVENCIONALES DE LODOS

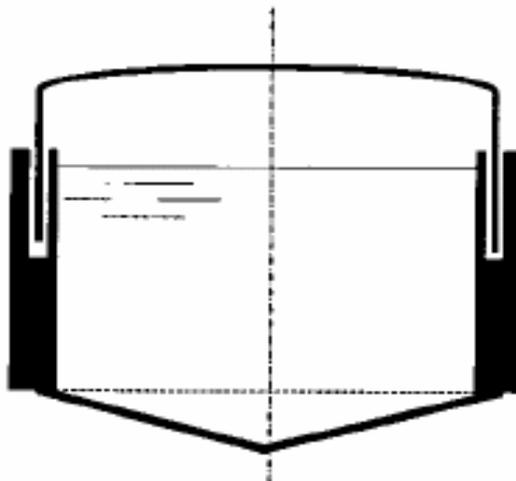
La geometría de un digestor de lodos influye en factores como el mezclado de los lodos, en la generación de zonas muertas y en la acumulación de sedimentos en esquinas del digestor. Las geometrías más convencionales para digestores anaerobios de lodos son; la geometría clásica, americana, europea y forma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

La geometría clásica, como se muestra a continuación en la figura 2.6, consiste en un cilindro (diámetro/altura =1) con pendientes en la parte superior e inferior. La pendiente en la cubierta superior es de 0.6 a 1.0, mientras que para la parte inferior el fondo tiene una pendiente de 1.0 a 1.7. Esta geometría favorece el mezclado y homogenización de los lodos.



**Figura 2.6. Geometría clásica (WEF, 1993)**

La geometría americana, como se muestra en la figura 2.7, en la parte superior tiene una cubierta fija o flotante para la captación de biogás y el fondo del digestor tiene una pendiente casi imperceptible. Se ha observado que esta geometría presenta inconvenientes con respecto al mezclado de los lodos, atribuidos principalmente a que su relación diámetro/altura es mayor a uno, lo que provoca la presencia de zonas muertas, la acumulación de sólidos en el fondo y la generación de natas.

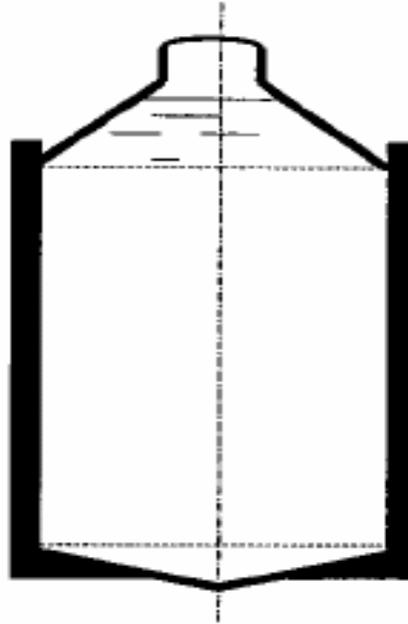


**Figura 2.7. Geometría Americana (WEF, 1993)**

La geometría europea, mostrada en la figura 2.8, es un cilindro con una relación de diámetro altura menor a 1, de poca pendiente en el fondo. Esta geometría se

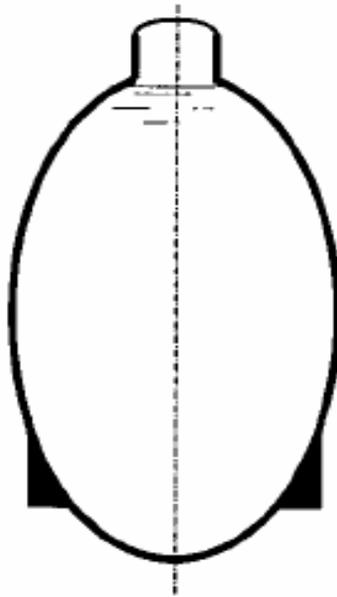


ha visto que tiene eficiencias de mezclado parecidas a la geometría clásica, teniendo la ventaja de que su construcción es más económica. Por otro lado, esta geometría, al tener una pendiente baja en el fondo, limita la eficiencia de los equipos de mezcla.



**Figura 2.8. Geometría Europea (WEF, 1993)**

La geometría en forma de huevo (eggs-shaped reactors), que se muestra en la figura 2.9, con mayor aceptación reciente en Europa, es una evolución de la geometría europea, la cual fue posible a los avances en los procedimientos constructivos con concreto. Esta geometría presenta condiciones óptimas para la circulación de los lodos, por la que mejora el mezclado y evita la acumulación de sólidos, lo que abarata y simplifica su operación.



**Figura 2.9. Geometría en forma de huevo (WEF, 1993)**

## **2.5 ESPUMAS Y NATAS EN DIGESTORES ANAEROBIOS**

Uno de los problemas básicos de muchos digestores usados en el tratamiento de materia muy concentrada que no ha sido resuelta satisfactoriamente, es la formación en la superficie de una corteza (nata) muy espesa e impenetrable a gases (van Niekerk *et al.*, 1987; Raman *et al.*, 1989; Pagilla *et al.*, 1997; Yoda *et al.*, 1997; Vardar-Sukan, 1998; Wunsch *et al.*, 2002; Barrios, 2007).

Las natas son uno de los subproductos generados en mayor cantidad en el tratamiento de lodos, siendo menos significativa en aguas residuales. En general pueden ser definidas como una película de material flotante que se desarrolla en la superficie de los reactores (Souza *et al.*, 2006). Pueden estar constituidas por grasas, aceites, detergentes, papel, algodón, plásticos, materia orgánica etc. (Metcalf & Eddy, 2003).

Laubscher *et al.*, (2001) en sus experimentos con reactores UASB tratando efluentes de la destilación de caña, demostraron que la nata estaba constituida por una cama gelatinosa espesa extremadamente pegajosa y grasosa, cubierta con una fina costra que contenía lodo granular, partículas gruesas y finas.

El fenómeno de formación de espumas, por su parte, ocurre cuando las burbujas se elevan y acumulan más rápido en la superficie del líquido que lo que desciende o se integran en burbujas mayores que por su tamaño se rompen. El gas acumulado en las burbujas hace que el volumen de las espumas y natas sea importante y por lo tanto eventualmente problemático (Vardar-Sukan, 1998).



Diversos factores contribuyen a la formación, evolución y estabilidad de las natas y espumas. En los procesos de cultivos sumergidos, son asociadas a las condiciones hidrodinámicas que son afectadas por la introducción de gas, la intensidad y el equipo de agitación, la composición del medio, el crecimiento celular, la formación de metabolitos, sustancias tensoactivas, tensión superficial, viscosidad y fuerza iónica.

Su formación resulta de interacciones complejas entre los componentes iniciales del medio, los productos de reacciones bioquímicas y el resto de sustancias tensoactivas que pueden estar presentes, así como las condiciones de funcionamiento del biorreactor. Además, la producción es generalmente autocatalítica. Pequeñas cantidades pueden crear condiciones que pueden promover la lisis de células y esto genera más natas (Vardar-Sukan, 1998).

### 2.5.1 Tipos de espumas.

De acuerdo con sus características, se clasifican en varias categorías (Vardar-Sukan, 1998):

- ❖ **Verdadera.** Es una dispersión predominantemente gaseosa.
- ❖ **Fluida.** Dispersión predominante líquida con interrupciones de gas en porciones grandes del líquido.
- ❖ **Inestable.** Este tipo de espuma continuamente se forma y se destruye, ya que el líquido entre las burbujas se seca y su tiempo de permanencia depende de la concentración de la solución.
- ❖ **Metaestable.** Se caracteriza por el hecho de que el secado de la película líquida sobre las burbujas puede detenerse y la espuma puede persistir indefinidamente, si está protegido contra influencias que la perturben, como vibración, corrientes, evaporación, calor radiante, diferencias de temperatura, polvo y otras impurezas (Berovic y Cimerman., 1979; Berovic, 1990). La metaestabilidad se puede conferir a la espuma por la presencia de un soluto que se fije por adsorción en la superficie y requiera trabajo para removerlo (Vardar-Sukan, 1998).

Generalmente, el carácter fisicoquímico de la película adsorbida interfacialmente en la superficie del agente tensoactivo en sistemas gas-líquido depende de: (1) los tipos de agente tensoactivo; (2) el número de átomos de carbón en la molécula fijada por adsorción; (3) la configuración molecular; (4) el modo de adsorción y de la orientación; (5) la compresibilidad y la diseminación de la película fijada por adsorción; y (6) la presencia o ausencia de hidrógeno



que vincula la película adsorbida entre sí o entre los grupos polares (Mancy y Okun, 1960).

- ❖ **Persistentes.** Se presentan solamente con los solutos que bajan fuertemente la tensión superficial, es decir, con las sustancias altamente tensoactivas (Komaroga *et al.*, 1984; Lee y Tynan, 1988). Esta adsorción en la interfase del gas-líquido baja la tensión superficial en relación con el del solvente puro (Thomas *et al.*, 1977).

La estabilidad de las persistentes se asocia a la elasticidad de la película y a la formación de las capas superficiales gelatinosas (Hancock, 1984). La elasticidad de la película es la capacidad de películas líquidas de resistir el secado localizado mientras que procede el secado general. Esto es, mientras que un área se deshidrata y la tensión superficial se eleva, la superficie que rodea esa región se mueve hacia el punto enrarecido para igualar las tensiones superficiales.

La permanencia de la espuma aumenta también por las altas viscosidades superficiales que resultan de la interacción de fuerzas entre las moléculas adyacentes del surfactante en la superficie líquida. Una alta viscosidad superficial retarda el drenaje de la película. Existe una correlación entre la viscosidad superficial y la estabilidad de la espuma.

## 2.5.2 Factores que contribuyen a la formación de espumas y natas.

En una serie de estudios usando diversos medios de cultivo, Schügerl *et al.*, (1979), citado por Bumbullis *et al.*, 1979; 1981, investigó los efectos de diversas concentraciones de sal, pH, alcohol, viscosidad superficial y de la viscoelasticidad en la estabilidad de las espumas y natas y concluyó al respecto:

- **Alcalinidad:** En presencia de sales aumentó su formación pero su estabilidad disminuyó. Esta influencia de las sales en la formación de espuma y natas en soluciones de proteínas se podría explicar por los cambios en la solubilidad de la proteína que acompañó cambios en la estructura del agua causada por las sales (Schügerl, 1985). La solubilidad de las proteínas en agua es más alta en concentraciones bajas de sal y, correspondientemente, la estabilidad de las espumas y natas era mayor.
- **pH:** La dependencia de las espumas al pH es más compleja. Las proteínas tienen su solubilidad más baja y su capacidad más alta de formación de espuma y natas en su punto isoeléctrico (pI). Por lo tanto, la capacidad de formación de espuma es influenciada perceptiblemente por el pH del medio.
- **Alcoholes:** Según Bumbullis *et al.*, (1979), la influencia de alcoholes en la



formación de espuma y natas es más compleja, porque se origina de la interacción directa del alcohol-proteína, así como de la interacción indirecta a través de la estructura del agua. Las espumas y natas aumentan con los alcoholes de cadena corta. El efecto máximo ocurre en concentración % (v/v) de alcohol 1:2 en soluciones acuosas. Con la presencia de alcoholes tales como etanol, metanol, y propanol, la concentración de la proteína aumentó, conduciendo a mayor formación de espumas y natas en concentraciones bajas de alcohol.

**Deshidratación de la película líquida:** La estabilidad de la espuma y nata se relaciona también con el índice de deshidratación del líquido de las películas líquidas de las burbujas (Bikerman *et al.*, 1953). La tasa de deshidratación declina con el aumento de la viscosidad del líquido; sin embargo, es confuso si la tasa de deshidratación es afectada por la viscosidad superficial del líquido. Por otra parte, es probable que la superficie influya en la tasa de difusión del gas a través de la película líquida de las burbujas, cambiando la estructura de la espuma y nata con el tiempo (Bumbullis *et al.*, 1981).

**Temperatura:** La formación de espumas y natas es inversamente proporcional a la temperatura. Esto puede ser debido a la deshidratación creciente del líquido, porque la viscosidad declina con el aumento de la temperatura. A temperaturas altas se realiza la evaporación de componentes tensoactivos volátiles. Los medios complejos tienen una tendencia de espumación particularmente alta que puede aumentar considerablemente durante la esterilización (Schugerl, 1985). El calor afecta principalmente las fuentes de nitrógeno en el medio; las fuentes de nitrógeno son hidrolizadas en parte o degradadas de otra manera por el calor para producir sustancias que se combinan con los azúcares, los aminoácidos, las proteínas y los péptidos vía la reacción de Maillard. Por lo tanto, se favorece la formación de la espuma (Szarka, 1969; Vardar-Sukan, 1987 y 1988).

**Sólidos:** La presencia de sólidos tiende a estabilizar las películas líquidas, al igual que los microorganismos. Una explicación para esto es que los materiales tensoactivos están fijados por adsorción en las partículas sólidas, con los extremos no polares orientados hacia la fase del agua. Esto imparte un carácter hidrofóbico a las partículas, de modo que las burbujas de aire se adhieran a ellas, dando por resultado una estabilización de la burbuja y del tiempo de supervivencia más largo de la burbuja (Hall *et al.*, 1971). La naturaleza y la composición de las superficies microbianas se relacionan directamente con la mayoría de las interacciones físicas que ocurren entre las células y otras superficies (Khan *et al.*, 1991). Sin embargo, poco se sabe sobre la influencia directa de las células en la espuma o nata, porque las células son acompañadas siempre por las proteínas y otros solutos, y también los cambios de la viscosidad son proporcionales a las concentraciones de la célula. En general, una suspensión muy densa de células demuestra menos actividad de espumado que una suspensión muy diluida, pero



esto puede ser un efecto de la viscosidad (Prins y Van Riet, 1987).

**Condiciones de operación:** Las condiciones de funcionamiento del reactor tales como caudal y agitación influyen en la formación de espumas y natas. Mientras que el caudal del gas aumenta, la altura de la capa de la espuma aumenta, porque más burbujas alcanzan la superficie. En algunos casos, el grueso de la capa de la espuma puede disminuir con el aumento de caudal del gas después de que se haya alcanzado un grueso máximo. Las razones de esto no están claras, pero puede ser debido a una disminución de la dispersión de las burbujas o a otros cambios en el diámetro de la burbuja. El disturbio mecánico de la espuma en caudales altos de gas puede ser otra explicación.

En la Tabla 2.5 se presentan en forma resumida los efectos negativos que pueden causar las natas y espumas sobre el proceso.

**Tabla 2.5 Efectos negativos que causan las natas y espumas**

Efectos Físicos	Efectos Biológicos
Heterogeneidad creciente de los microorganismos.	Los microorganismos se acumulan en la parte superior del reactor, lo que ocasiona problemas de transferencia de masa.
Reducción en el volumen de trabajo.	
Reducción del tiempo de retención hidráulico.	Cambios en el metabolismo microbiano debido a las limitaciones de nutrientes.
Cambios de tamaño y composición de la burbuja de biogás.	Lisis microbiana.
Lavado de biomasa.	Baja eficiencia de remoción.
Cambios en la composición del biogás generado.	
Datos de proceso inválidos debido a interferencias.	
Supervisión y control del proceso incorrectos.	
Obstrucción de los filtros de gas.	
Problemas en la operación.	



### 2.5.3. Destrucción y prevención de espumas y natas en bioprocesos

Siendo las espumas y natas un problema muy extenso en los bioprocesos, los métodos adoptados para combatirlo son tan variables como los procesos que las causan.

El rompimiento mecánico de la espuma y natas se basa en gran parte en someter a la película líquida de las burbujas a la tensión de corte. Varios métodos se han desarrollado para lograr un control mecánico de la espuma como son (Zlokarnik, 1986):

**Eyectores, inyectoros y orificios, donde una presión repentina ocasiona que las burbujas se destruyan.-** Discos giratorios y agitadores, donde la tensión de corte es aumentada rápidamente alternando los campos de presión (Ohkawa *et al.*, 1985; Furchner y Mersmann, 1990). Cuando las piezas móviles de estos dispositivos entran en contacto con la espuma o nata, las fuerzas centrífugas impartidas a las burbujas las destruyen. Una parte de las burbujas se reduce de tamaño y se expulsa a las zonas distantes en la forma de una emulsión fina. Este proceso es acompañado por la separación del gas. Los trituradores centrífugos más eficaces de espuma son los separadores cónicos. Otros equipos son las centrifugas y ciclones (Moller, 1988). La espuma o nata que entra en el ciclón se lanza a la pared, bajo influencia de las fuerzas centrífugas, mientras que el gas es forzado hacia el centro del ciclón y descargado a través de líneas de salida. La fase líquida condensada se circula nuevamente dentro del recipiente.

Los dispositivos mecánicos generalmente no son totalmente eficaces, Por lo que su acción es incrementada por la utilización de antiespumantes químicos en concentraciones lo mas bajas posibles.

**Ultrasonido, tratamiento térmico o eléctrico.-** Otros métodos físicos para el control de espuma y natas incluyen el uso del ultrasonido, y los tratamientos térmicos o eléctricos. Estos métodos no se utilizan extensamente porque los microorganismos son sensibles a tales factores físicos (Viesturs *et al.*, 1982; Chisti y Moo-Young, 1986).

La destrucción de la espuma o nata por el ultrasonido se atribuye a la presión acústica, vibraciones resonantes inducidas en las burbujas, alta presión interna en las burbujas, el vacío causado por energía acústica, y la turbulencia producida por las ondas acústicas (Ghildyal *et al.*, 1988).

La destrucción de la espuma por el método térmico se basa en la expansión de las burbujas, la evaporación de la humedad y del solvente que causa la espuma.

Los rompedores eléctricos de espuma o natas se basan en pasar una descarga



eléctrica sobre éstas. El mecanismo exacto de la fractura con este método no se sabe, pero se basa probablemente en las fuerzas que actúan diferentemente en el líquido y el gas (Virsturs *et al.*, 1982).

**Control químico de espumas y natas.-** La acción de los agentes químicos para el control de este problema es fundamentalmente diferente a la de los trituradores mecánicos. Los dispositivos mecánicos destruyen la espuma o natas solamente después que se ha formado mientras que los agentes químicos pueden prevenir la formación de la espuma o nata así como destruyen la espuma existente.

Los agentes químicos (AFA por sus siglas en inglés) se pueden hacer de aceites, de ácidos grasos, de ésteres, de poliglicoles y de siloxanos, de alcoholes, de sulfitos y de sulfonatos (Currie, 1953; Prinsy Van Riet, 1987). El modo de acción del agente químico depende de la naturaleza del compuesto, el tipo de la espuma o nata, y la naturaleza de las sustancias. A continuación se mencionan tres de ellos.

- Como puentes hidrofóbicos entre dos superficies de la película. Para que este mecanismo funcione la microgota del aceite debe entrar en la película; así, el diámetro de la microgota debe ser más pequeño que el espesor de la película. Por lo tanto, el aceite se debe agregar como emulsión. De acuerdo con este mecanismo, es plausible que las microgotas muy pequeñas producirán solamente una cantidad pequeña de movimiento superficial y que la película seguirá siendo estable. Por lo tanto, hay un tamaño óptimo de la microgota para el derrumbamiento de la película (Van Riet *et al.*, 1984).
- Por desplazamiento de la proteína fijada por adsorción en la superficie de la película y perturbando la acción de estabilización de la proteína. Los surfactantes de bajo peso molecular son más activos que las proteínas; por lo tanto, tienden a desplazar la proteína fijada por adsorción de la superficie. Esto afecta el equilibrio en la película, conduciendo posiblemente al drenaje localizado de la película, el enrarecimiento subsecuente y derrumbamiento.
- Por separación rápida de la superficie de la película, causando que el líquido se drene y se colapse. Este mecanismo funcionará solamente si la tensión superficial de la película es mayor que la suma de las tensiones superficiales de la microgota y de la interfase aceite/agua.



### 3. JUSTIFICACIÓN

Una cuestión de importancia en la actualidad para la conservación del medio ambiente en México es el aumento en el volumen de agua residual generado por el crecimiento poblacional; generándose 255 m<sup>3</sup>/s de aguas negras de las cuales solo 71.8 m<sup>3</sup>/s recibe tratamiento (CNA, 2006).

De las 1593 plantas en funcionamiento, el 23.35% son de lodos activados, las cuales en conjunto procesan el 41.58% del volumen tratado (CNA, 2006). Los tratamientos en general producen residuos que deben ser correctamente manejados, siendo los más importantes, los lodos de desecho, seguidos de los materiales que se retienen en las rejillas y cribas, así como las arenas.

En México los lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) por lo general no son tratados, sino descargados en los sistemas de alcantarillado, depositados en terrenos o enviados a rellenos sanitarios y tiraderos. Para solventar el problema el Gobierno Mexicano publicó recientemente la NOM-004-SEMARNAT-2002 que regula la disposición y el aprovechamiento de los lodos generados en las PTAR (SEMARNAT, 2003).

El tratamiento de los lodos producidos en las PTAR, es una actividad que representa altos costos, además de resultar difícil de realizar. Después de su recolección y procesamiento, los lodos deben disponerse de tal forma que no dañen el ambiente que los recibe. El término de estabilización ha sido adoptado genéricamente para todos los métodos de tratamiento, cuyo resultado mejore las características nocivas y desagradables de los lodos residuales. Se estima, que para una PTAR 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 inciden en los costos totales y por ende en el costo total del metro cúbico de agua tratada.

Para solucionar la problemática descrita para la disposición de lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales, en este trabajo se utilizó un elemento innovador dentro del diseño y es el empleo del concepto de manto de lodos con flujo ascendente (reactor tipo UASB) ya que mediante una recirculación de agua a través de este lecho se incrementa la transferencia de masa y con ello la actividad de los microorganismos. Con esta base, la operación de un digestor de flujo ascendente de lodos anaerobio ofrece una ventaja sobre los sistemas convencionales ya que reduciría el costo de inversión al eliminar el espesador de lodos que requiere todo digestor como etapa previa, además de reducir el costo de la obra civil del propio digestor.



## UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Uno de los problemas recurrentes en el tratamiento de estos residuos es la formación de natas (scum/foaming). Los problemas que generan las natas en los digestores son la producción no uniforme de gas, bloqueo de tuberías de salida, acumulación de gas en espacios del reactor proyectados como volumen de digestión (van Niekerk *et al*, Raman *et al*, 1989, 1987, Pagilla *et al*, 1997, Yoda and Nishimura, 1997, Vardar-Sukan, 1998 y Barrios, 2007), reducción del tiempo de retención hidráulico (TRH) afectación en el proceso de digestión, reducción en el grado de estabilización (Wunsch *et al*, 2002). De forma general, la nata puede ser definida como una cama de material flotante que se desarrolla en la superficie de los reactores (Souza, 2005). Según Metcalf & Eddy (2003), la nata esta constituida de grasas, aceites, restos de comida cáscaras de frutas y vegetales, cabellos, papel, fibras, plásticos, etc.



## 4 OBJETIVOS

### 4.1 GENERAL

Demostrar la factibilidad técnica de un sistema de digestión de lodos de desecho no convencional a nivel prototipo basado en el concepto del reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente (UASB).

### 4.2 ESPECÍFICOS

- ❖ Evaluar el funcionamiento del digester anaerobio no convencional de manto de lodos y flujo ascendente bajo condiciones de mesofilia (35°C) y con una carga de 2.5 kgSSV/m<sup>3</sup> \*d.
- ❖ Evaluar la estabilidad de la cama de lodos del digester y la reducción de sólidos suspendidos volátiles.
- ❖ Evaluar el digester como espesador de lodos y verificar si cumple con la función de los sistemas convencionales para el espesamiento de lodos.
- ❖ Determinar las características fisicoquímicas y microbiológicas de los biosólidos generados a partir de la digestión anaerobia en condiciones de mesofilia (35°C).
- ❖ Evaluar e identificar los parámetros que influyen en la formación de natas.



## 5 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

### 5.1 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO

El prototipo de estudio se encuentra en la planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Cerro de la Estrella (PTAR-CE) ubicada en la delegación Iztapalapa, en México D.F. operada por el Sistema de Aguas de la Ciudad de México del Gobierno del Distrito Federal.

En esta planta, el tratamiento del agua residual se realiza por medio de un proceso biológico de lodos activados. La planta cuenta con una capacidad de 3 m<sup>3</sup>/s. Actualmente, opera al 80 % de su capacidad (2.7 m<sup>3</sup>/s). El proceso consiste de un cárcamo de bombeo de agua residual cruda, 34 sedimentadores primarios, 8 tanques de aeración, 14 sedimentadores secundarios, dos sistema de filtración de arena, grava y antracita, dos cárcamos de agua residual tratada, dos tanques de contacto con hipoclorito. Los lodos depositados en los sedimentadores primarios y secundarios son purgados una vez por turno y vertidos al sistema de drenaje No se tiene un control de la calidad y de la cantidad de los mismos.

Las características y dimensiones del arreglo experimental se muestran en la figura 5.1. El digester anaerobio fue construido de ferrocemento, tiene un volumen de 22.8 m<sup>3</sup>, de los cuales 18 m<sup>3</sup> para contener los lodos y el volumen restante para el almacenamiento de biogás. La figura 5.2 presenta una vista en planta y un corte el digester, con sus dimensiones.

El digester se alimentó en una relación 1:3, con lodos provenientes de los sedimentadores primarios y secundarios de la planta mencionada y eran almacenados en dos tanques con capacidades de 2.5 y 5 m<sup>3</sup>. Se alimentaron diariamente 2 m<sup>3</sup> de lodo primario con una concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) con un promedio de 12300 mg/L (variación entre 5000 y 50000 mg/L) y 6 m<sup>3</sup> de lodo secundario con una concentración de sólidos suspendidos totales (SST) con un promedio de 3100 mg/L (variación entre 1000 y 4500 mg/L). Durante la investigación, la carga orgánica (B<sub>v</sub>) aplicada en promedio es de 2.41 kgSSV/m<sup>3</sup>d (desv. std. 1.08) con un tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 2.25 días.

El lodo alimentado al digester previamente pasaba por un sistema de calentamiento, empleando una bomba peristáltica de 1 hp, para posteriormente introducirlo al digester en forma semicontinua con 24 ciclos de 15 minutos por cada hora con un volumen introducido de 0.022 m<sup>3</sup>/min. Esto fue controlado mediante la utilización de un timer de 24 ciclos marca LLOYD'S, modelo LR-911,



por medio de un arreglo de cuatro tuberías ubicadas en la parte inferior con el propósito de alimentar el lodo de manera uniforme.

El sistema de calentamiento para mantener la temperatura en el digesor por arriba de los 30°C, consistía de un calentador de depósito tipo casero, un intercambiador de calor con carcasa de acero al carbón y un serpentín de cobre en el interior, una bomba centrífuga horizontal de 0.25 hp para la recirculación del agua caliente y un tanque estacionario de gas LP de 300 L de capacidad.

El sobrenadante era captado en dos canaletas ubicadas en la parte superior del digesor; el líquido pasaba después al cárcamo de recirculación de donde se ingresaba nuevamente al digesor mediante una bomba sumergible de 3/4 hp de uso continuó, previo calentamiento; el exceso del sobrenadante era enviado a un tanque de captación/evacuación final. Este sobrenadante desplazado durante la operación de alimentación del lodo crudo constituía la salida diaria del sistema.

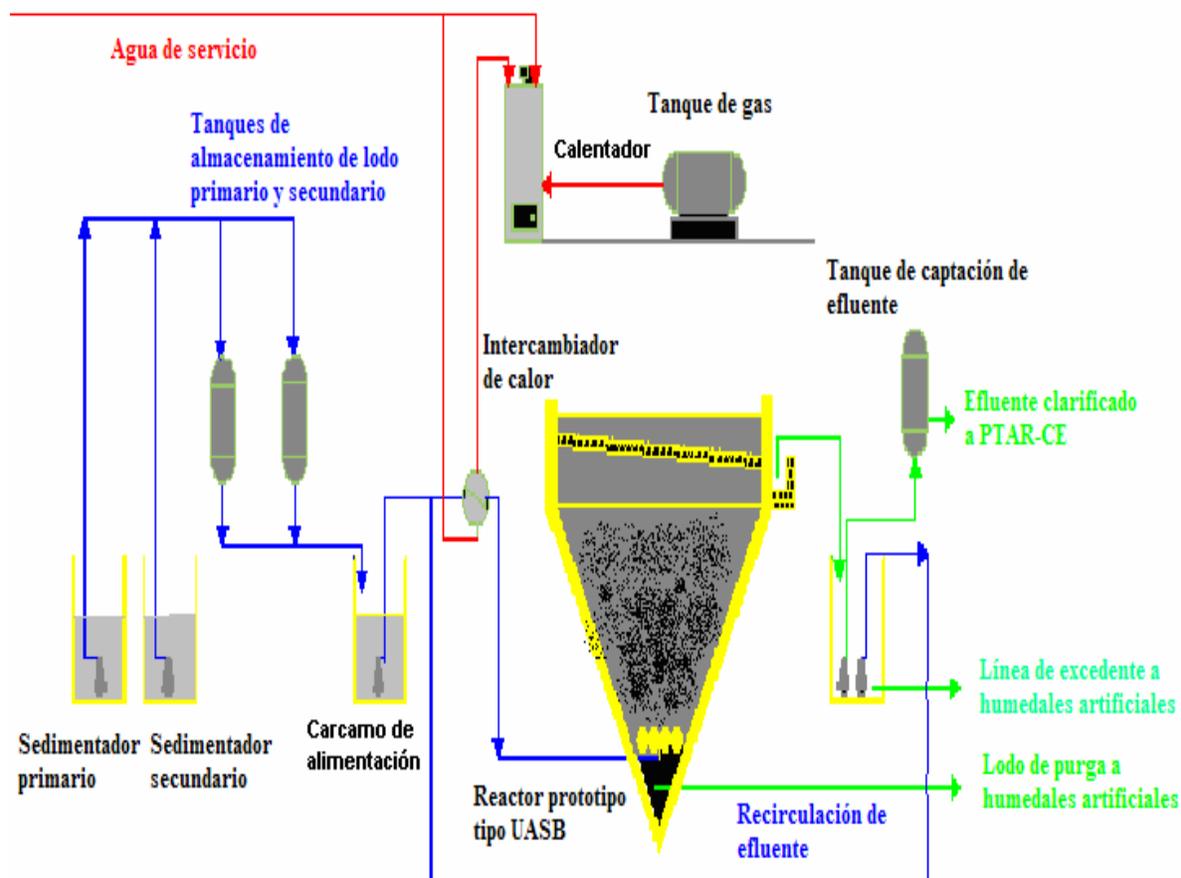
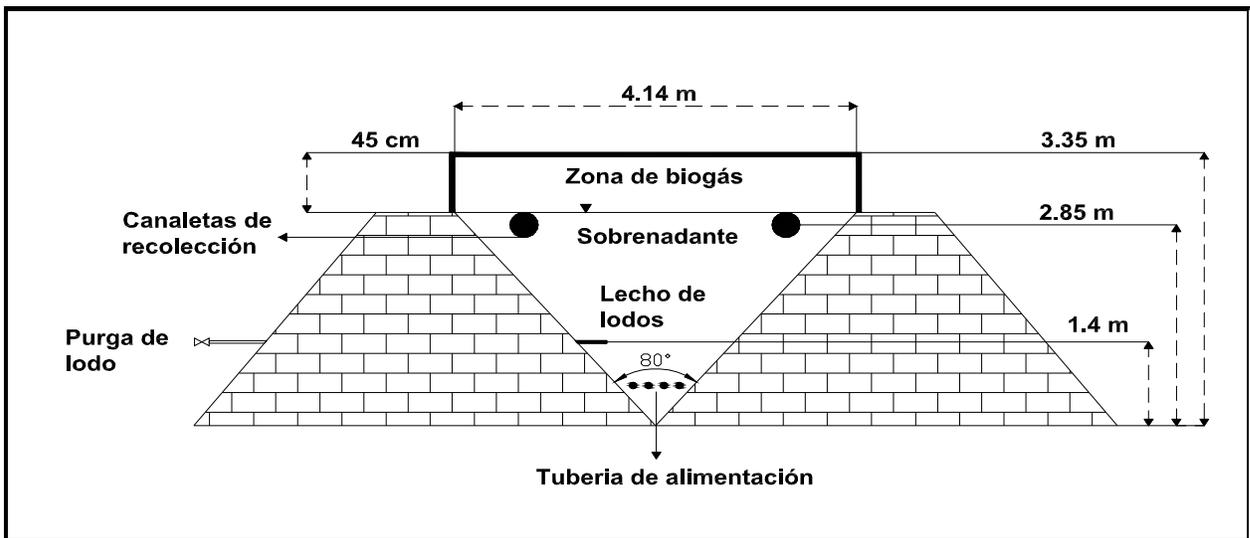


Figura 5.1. Esquema del prototipo instalado.



a)



b)

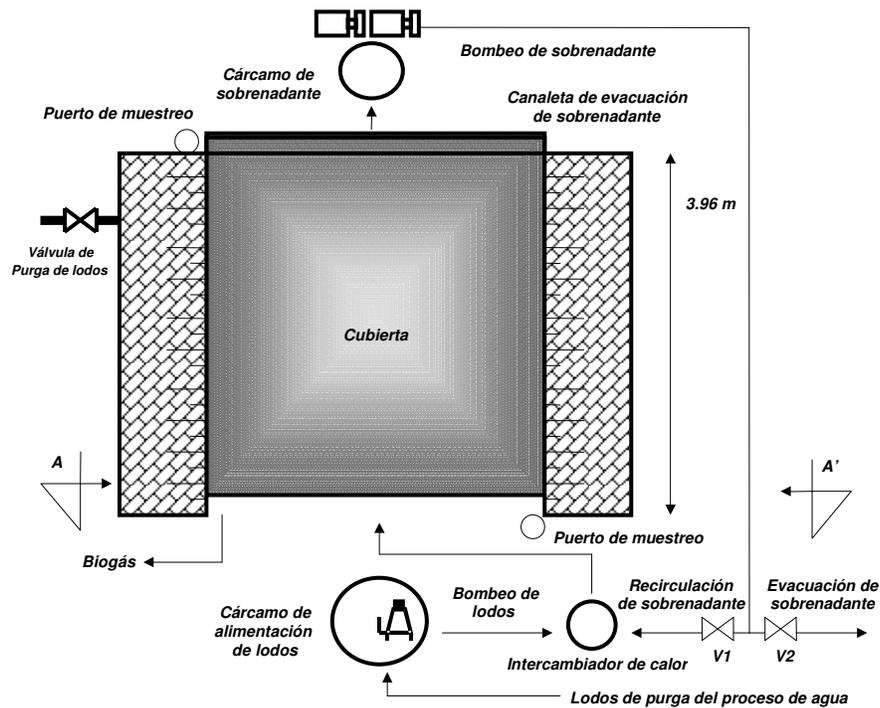


Figura 5.2 Diagrama del digester tipo UASB y principales dimensiones a) corte transversal (A-A'), b) vista en planta .



El reactor fue alimentado durante 20 meses. El influente y efluente fueron muestreados de lunes a viernes, la cama de lodos fue muestreada dos veces por semana. Los parámetros determinados a las muestras fueron pH, sólidos suspendidos y totales, alcalinidad (APHA, 1995), relación de alcalinidades, ácidos grasos volátiles (cromatógrafo de gases modelo SRI 8600), coliformes fecales, *Salmonella* y Huevos de Helmintos determinados conforme la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003). Además a la cama de lodos se le realizó el índice volumétrico de lodos (IVL).

Para realizar la purga del digestor tiene que relacionarse con el tiempo de residencia celular (TRC), el cual fue fijado en el diseño de 10 días. Para conocer el volumen a purgar, se debe tomar en cuenta la masa de SSV desechada diariamente en el sobrenadante, la masa de SSV en el digestor y la masa de SSV en la purga de acuerdo a la siguiente ecuación (Metcalf & Eddy, 2003);

$$SSV_p = \frac{SSV_D}{\theta_c} - SSV_s$$

En donde:

$SSV_p$  = Masa de sólidos suspendidos volátiles evacuados del digestor en la purga (kg/d)

$SSV_D$  = Masa de sólidos suspendidos volátiles en el digestor (kg)

$\theta_c$  = Tiempo de residencia celular (días)

$SSV_s$  = Masa de sólidos suspendidos volátiles evacuados del digestor en el sobrenadante (kg/d)

Para la masa de  $SSV_D$ , se obtiene tomando en cuenta su volumen ( $18 \text{ m}^3$ ) y la concentración de sólidos suspendidos volátiles del mismo, como en la siguiente ecuación.

$$SSV_D = V_D [SSV_D]$$

En donde:

$[SSV_D]$  = Concentración de SSV en el digestor ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$V_D$  = Volumen del digestor ( $\text{m}^3$ )

La cantidad de lodo a evacuar diariamente, se debe obtener tomando en cuenta la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en la purga y la masa de SSV evacuados en la purga diariamente.



$$V_p = \frac{SSV_p}{[SSV_p]}$$

En donde:

$V_p$  = Volumen de lodo evacuado diariamente en la purga del digestor ( $m^3/d$ )  
 $[SSV_p]$  = Concentración de SSV en la purga ( $kg/m^3$ )

Por otro lado, el gasto a evacuar en la tubería de purga, se determina de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$Q_p = A_p C_d \sqrt{2H_p g}$$

$$t_p = \frac{V_p}{Q_p}$$

En donde:

$Q_p$  = Gasto de lodo evacuado a través de la tubería de purga del digestor ( $m^3/s$ )  
 $t_p$  = Tiempo de apertura de la válvula de purga (s)  
 $A_p$  = Área transversal de la tubería de purga ( $m^2$ )  
 $C_d$  = Coeficiente de descarga = 0.7  
 $H_p$  = Carga hidráulica sobre el eje de la tubería de purga (m)  
 $g$  = Aceleración de la gravedad =  $9.81 m/s^2$

En la figura 5.3 se presentan fotografías del sistema experimental.



a)



b)



c)



d)

**5.3 Elementos del sistema experimental. a) Vaso de purga y bomba sumergible, b) Tanques de almacenamiento, c) Digestor no convencional, d) Tanque de igualación del sobrenadante**

Durante la experimentación y en un estudio anterior (Barrios, 2007) se detectó la conformación de natas (scum/foaming) y diversos problemas asociados a ellas. Para estudiar este fenómeno se realizó el seguimiento del crecimiento de la nata, en dos periodos de estudio de 30 días; en el primero, el reactor fue totalmente destapado y en el segundo, se cubrió el espejo de agua con una película plástica ("foaming"). Para este punto se midieron parámetros como el espesor de la nata, la concentración de sólidos suspendidos, las grasas y aceites (GyA), el nitrógeno orgánico, la alcalinidad, la relación de alcalinidades (APHA, 1995) y las sustancias poliméricas extracelulares (EPS) (Liu y Fang, 2002; Comte, 2006), todo ello para obtener un criterio del comportamiento y así proponer a futuro una posible solución a esta problemática.



## 6 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### ***ETAPA DE OPERACIÓN***

La etapa de operación, que duró veinte meses, es descrita a continuación con ayuda de las diversas figuras en donde se muestra la evolución del funcionamiento del digestor, a través del análisis de diversos parámetros medidos en el influente (Lodo Primario y Secundario), efluente o sobrenadante y en la cama de lodos del digestor, así como a las natas formadas en el reactor.

#### ***6.1 Caracterización Lodo Primario***

Para este punto se le dio seguimiento a la carga orgánica volumétrica alimentada al digestor, así como a las características que fueron evaluadas a partir del análisis de los sólidos suspendidos, pH,  $\alpha$  y alcalinidad.

##### **6.1.1 Sólidos suspendidos**

La figura 6.1 muestra los SST, SSF y SSV contenidos en el lodo primario durante del periodo de investigación, con un valor promedio en la concentración de SST de 16.44 g/L (desv. std. 7.1) y 64.5% de materia volátil. En esta figura se observa un comportamiento sumamente variable en su concentración, lo que se debe a que las purgas de los sedimentadores primarios de la PTAR-CE se efectúan de manera irregular dependiendo del operador que haga la purga, provocando que sus características varíen. Para controlar en parte este punto, al día 400 de operación se instaló una bomba dentro de uno de los sedimentadores primarios, la cual presentó problemas de taponamiento causados por objetos diversos (basura). Para resolver esto, el día 450 se decidió trasladar la bomba al registro de tuberías de purga (llamado en la planta "vaso de purga"), aunado a la instalación de una compuerta que mantuviera un tirante para que la bomba pudiera bombear los dos metros cúbicos requeridos diariamente.

Durante el periodo que comprende los días 30 al 92 no se alimentó el reactor esto se hizo para estabilizar la cama, además durante este periodo se realizaron diversas adecuaciones a las instalaciones experimentales.

Posteriormente los periodos de los días 193 al 231, 396 al 418 y 427 al 448 no fue alimentado el reactor debido a bloqueos causados por basura y descomposturas de la bomba que enviaba el lodo primario, así como a diversas maniobras y adecuaciones que se realizaban en los sedimentadotes primarios por parte de la PT-CE.

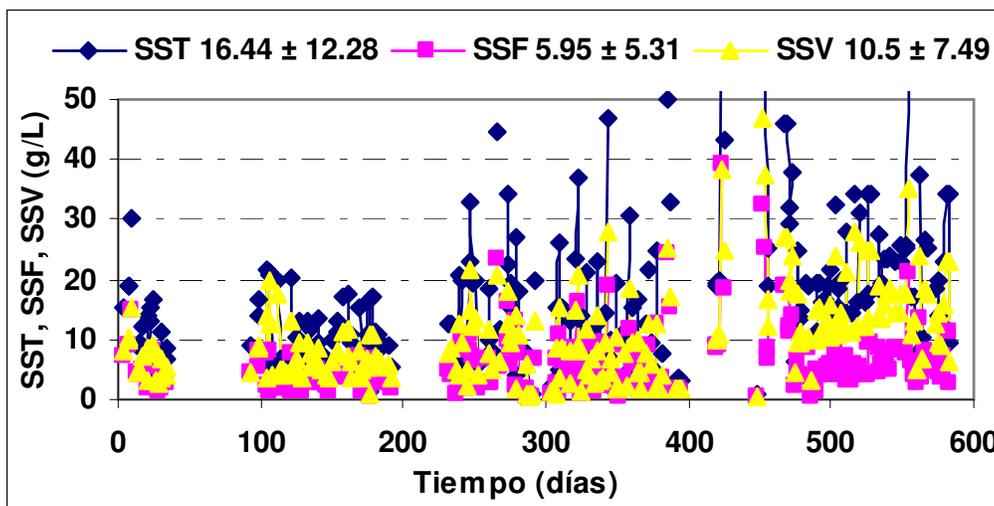


Figura 6.1 Concentración de sólidos suspendidos y valores promedio

### 6.1.1.1 pH alcalinidad y relación de alcalinidades ( $\alpha$ )

En las figuras 6.2, 6.3 y 6.4 se presentan los parámetros evaluados para el lodo primario, logrando observar que el pH promedio para el lodo fue de 6.38. Con respecto a la alcalinidad el promedio fue de 837.67 y una relación alfa promedio de 0.26. Los valores obtenidos para el lodo primario son atribuidos por las características propias del lodo, considerando a que este tipo de lodo contiene una elevada cantidad de materia orgánica que fácilmente se degrada ocasionando alteraciones en sus propiedades fisicoquímicas.

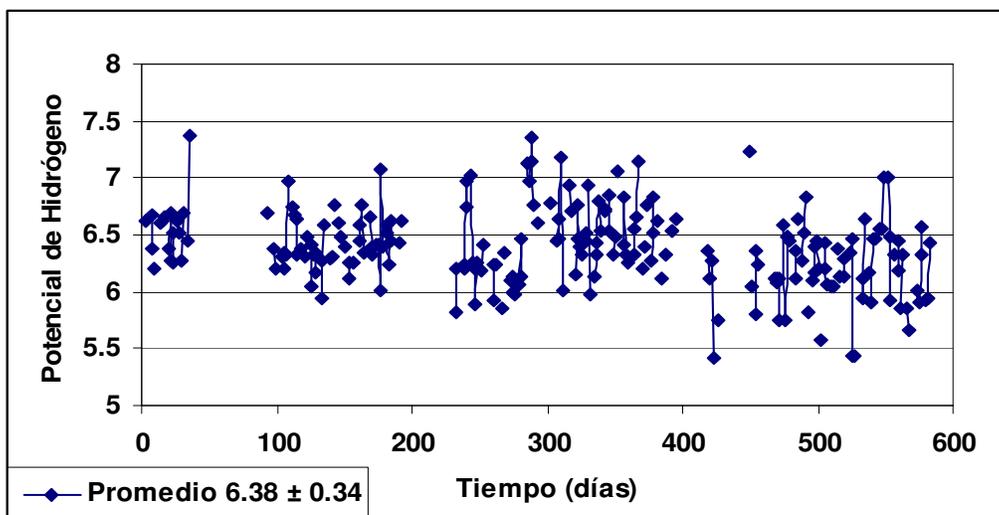


Figura 6.2 Comportamiento del pH y valor promedio

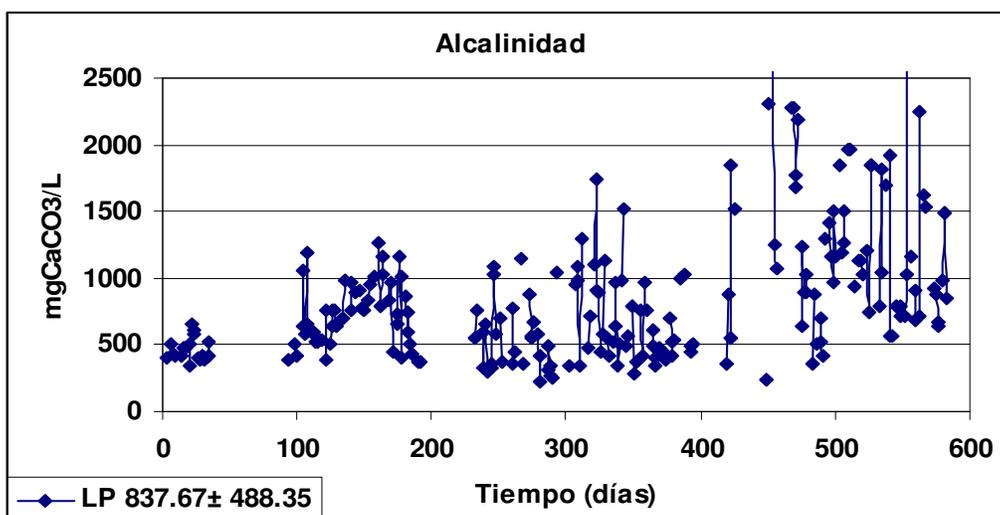


Figura 6.3 Alcalinidad en el lodo de alimentación y valor promedio

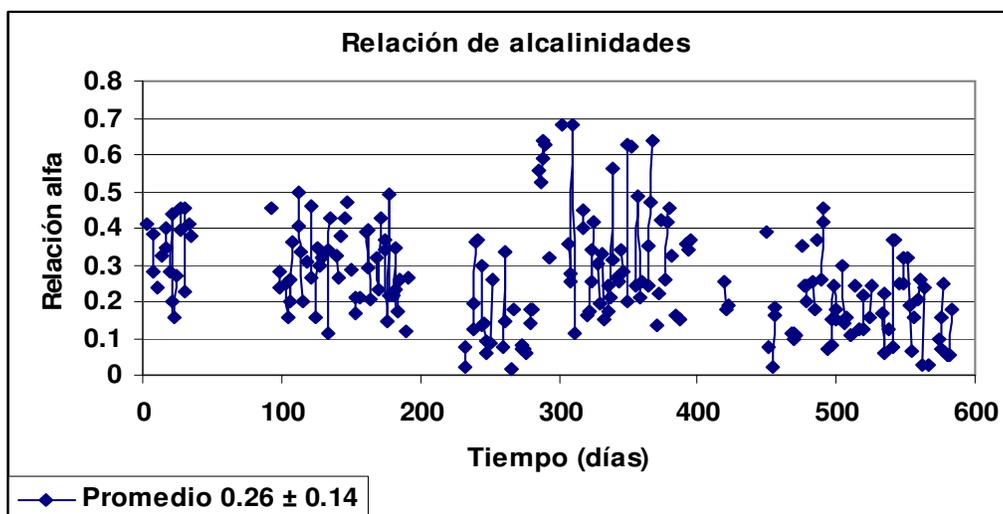
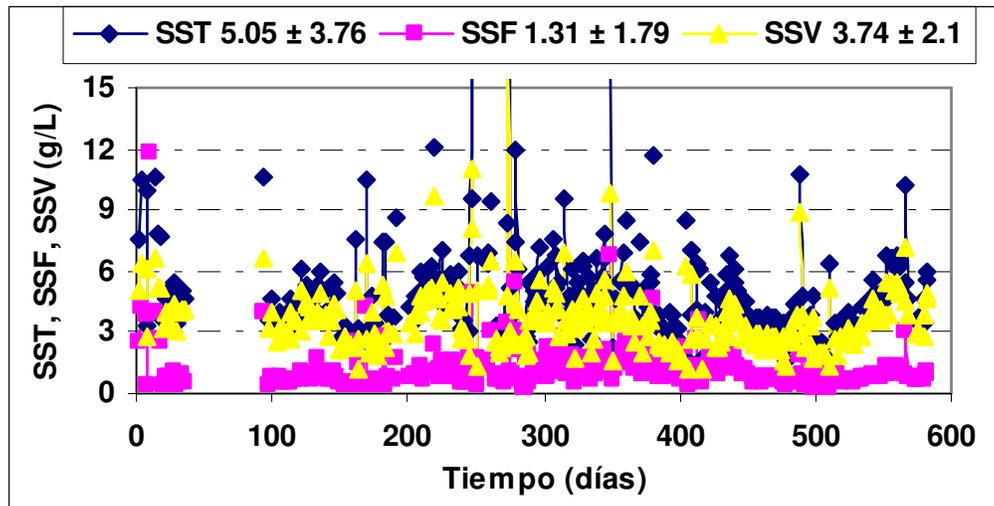


Figura 6.4 Relación de alcalinidad en los lodos alimentados al digestor y valores promedio

### 6.1.2 Caracterización Lodo Secundario

En la figura 6.5 se presentan los valores de SST, SSF y SSV contenidos en el lodo secundario durante el periodo de investigación, con un valor promedio de SST de  $5.05 \text{ g/L} \pm 3.76$  y 76.5% de materia volátil. Se puede observar un comportamiento menos variable que los lodos primarios en su concentración. Las variaciones se deben a maniobras de limpieza y arreglo tanto en los sedimentadores secundarios como en los tanques de lodos activados de la PTAR-CE.



**Figura 6.5 Concentración de sólidos suspendidos y valores promedio**

Durante el periodo que comprende los días 30 al 92 se careció de alimentación al reactor ya que se dejó que la cama madurara, además de realizarse diversas adecuaciones a las instalaciones del experimento.

#### 6.1.2.1 pH alcalinidad y relación de alcalinidades ( $\alpha$ )

En las figuras 6.6, 6.7 y 6.8 se presentan los parámetros evaluados para el lodo secundario, se observa que el valor promedio para el pH del lodo fue de  $6.83 \pm 0.34$ , en la alcalinidad el promedio fue de  $283.20 \pm 129$  y una relación  $\alpha$  promedio de  $0.57 \pm 0.11$ . Los valores del lodo secundario son atribuidos a las características propias de este tipo de lodo.

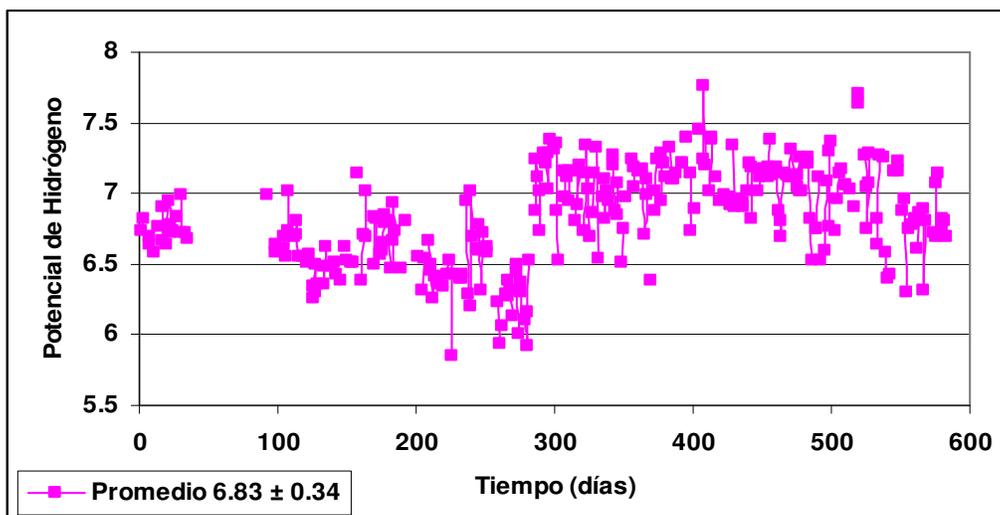


Figura 6.6 Comportamiento del pH y valor promedio

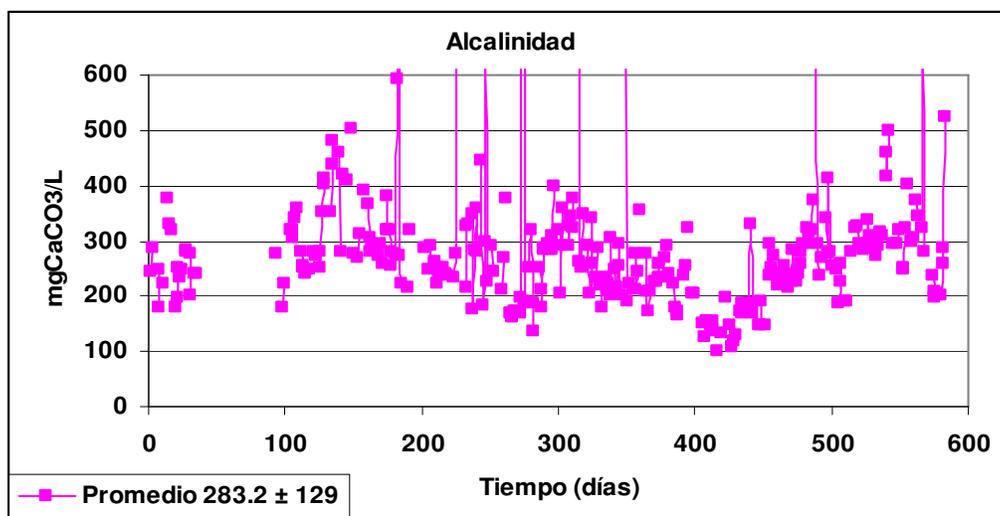
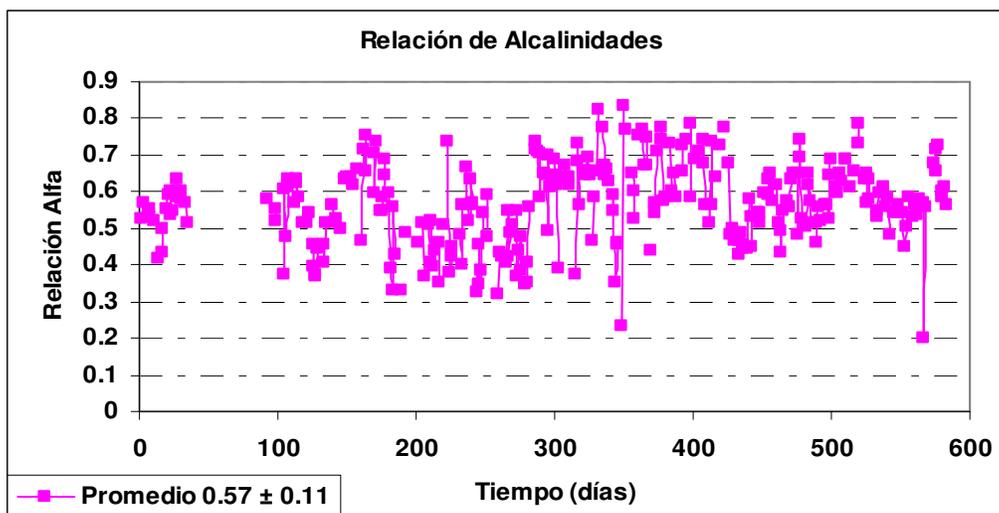


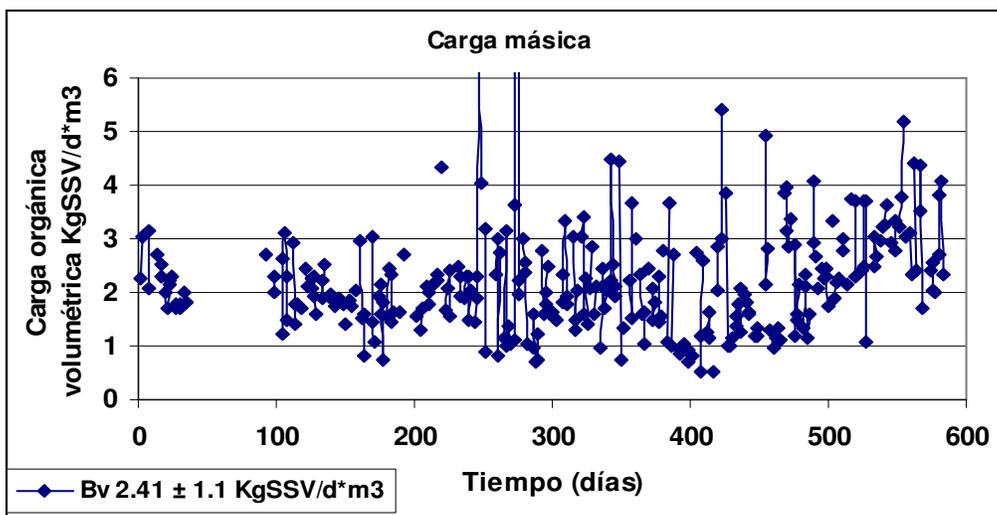
Figura 6.7 Alcalinidad y valor promedio



**Figura 6.8 Relación de alcalinidad del lodo alimentado al digester y valor promedio**

### 6.1.3 Carga másica alimentada

El primer objetivo específico de la etapa de operación fue trabajar a la carga orgánica volumétrica de diseño ( $2.5 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$ ), con la finalidad de probar si el digester podía operar a esta condición satisfactoriamente. En la figura 6.9, se muestra la evolución de la carga orgánica volumétrica alimentada, y se aprecia que la carga fue de  $2.41 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$  en promedio. También se observa la irregularidad en los valores de este parámetro causado por las variaciones ya mencionadas en las concentraciones de los lodos componentes de la mezcla. Sin embargo, se llegó a las condiciones de operación a las cuales operan los digestores convencionales de alta tasa, según valores de bibliografía de  $1.6$  a  $3.2 \text{ kg SSV/m}^3 \text{ d}$ , (Noyola, 1998a).



**Figura 6.9 Carga orgánica volumétrica alimentada al digestor durante el periodo de operación y valor promedio**

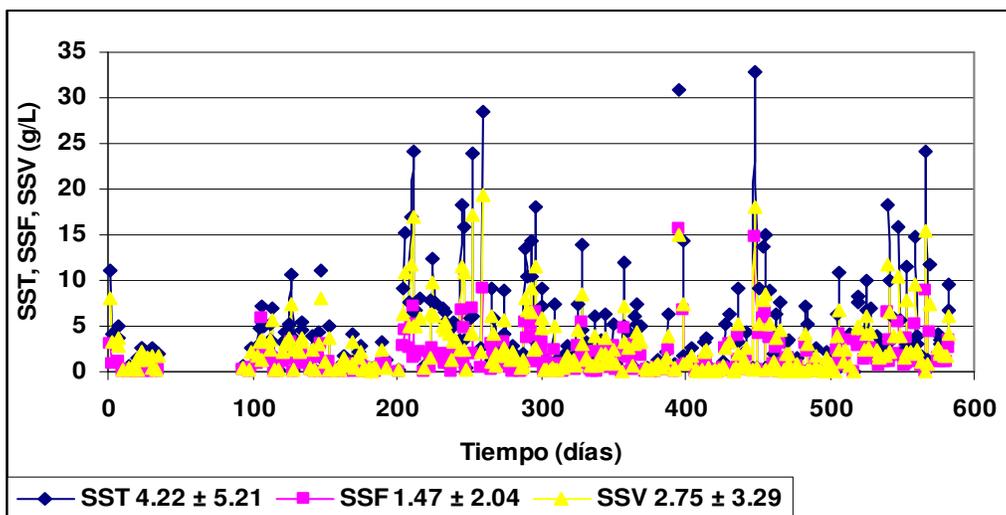
## 6.2 EFLUENTE LÍQUIDO (SOBRENADANTE)

El comportamiento del sobrenadante evacuado por el digestor se siguió mediante el análisis de los sólidos suspendidos, pH, relación de alcalinidades  $\alpha$ .

### 6.2.1 Sólidos suspendidos

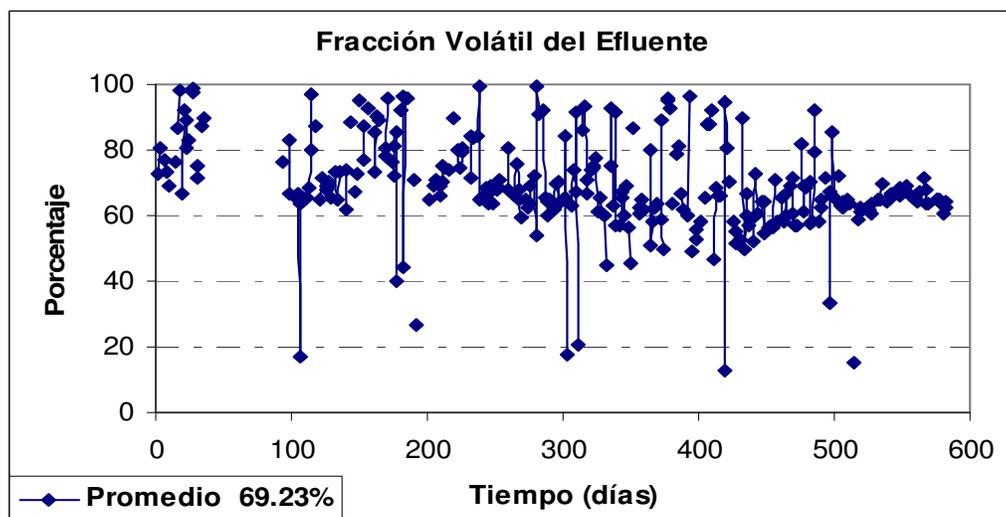
En la figura 6.10 se presenta el comportamiento que tuvieron los sólidos suspendidos en el efluente. El valor promedio de SST en el efluente fue de  $4.22 \pm 5.21$  g/L y 65.2% de materia volátil. Los picos que se aprecian se deben al arrastre de lodos ejercido por la disminución del volumen de trabajo causado por el crecimiento de natas, así como a los desprendimientos o colapso de las natas y a la presencia de partículas finas que no pudieron ser retenidas por la cama de lodos.

Los colapsos o desprendimientos mayores se realizaban en forma puntual; típicamente la salida importante se realizaba en un día y los días siguientes presentaban aún salidas de sólidos importantes, aunque menores. Esto se puede observar en los días 210, 250, 290, 325, 360, 395 y 450.



**Figura 6.10 Concentración de sólidos suspendidos en el efluente del digester y valores promedio**

La figura 6.11 muestra la fracción volátil que presentan los sólidos suspendidos evacuados en el sobrenadante del digester y cuyo valor es de 69.23 % en promedio, Como se puede observar la tendencia del porcentaje hacia la disminución, debido probablemente a una mejor digestión de los lodos.



**Figura 6.11. Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el efluente del digester y valor promedio**



## 6.2.2 Relación de alcalinidades y pH

La relación de alcalinidades  $\alpha$  para el efluente, mantuvo valores que indicaron la estabilidad del proceso, como se muestra en la figura 6.12, obteniéndose un valor promedio de 0.73 lo cual indica que el reactor se encontraba estable y que el reactor podía soportar mayores cargas orgánicas.

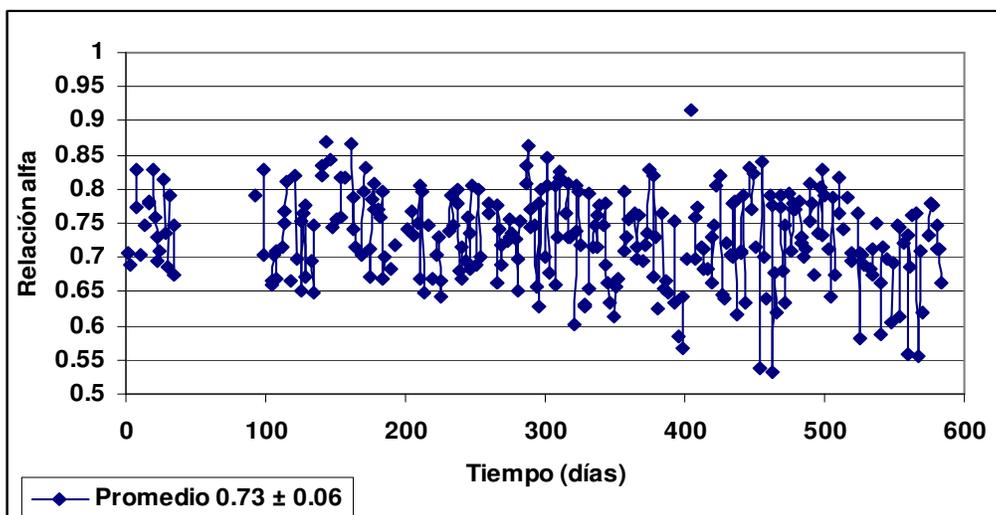


Figura 6.12 Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) en el efluente del digestor

Para el caso del pH, de acuerdo con la figura 6.13, no se muestran cambios significativos durante toda la investigación, demostrando una estabilidad en este parámetro, con valor promedio de 7.22 unidades.

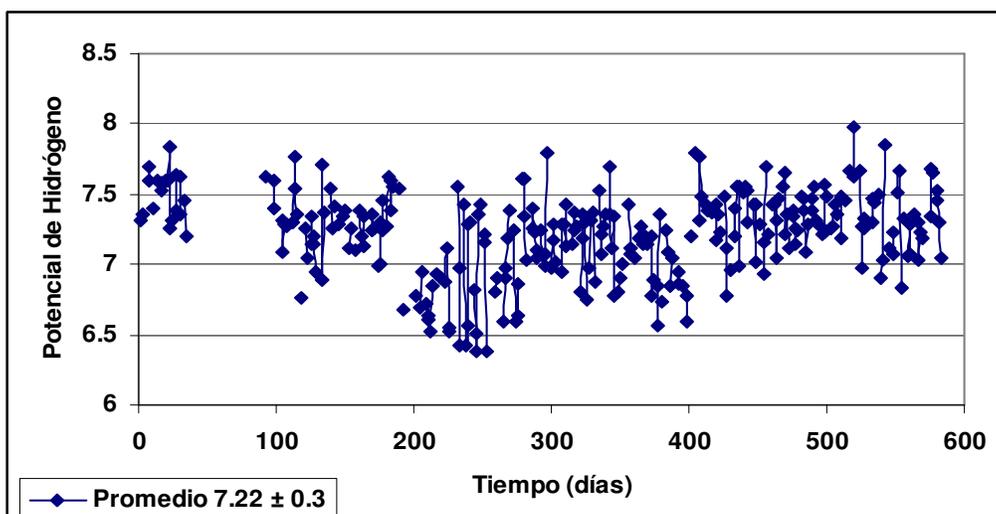
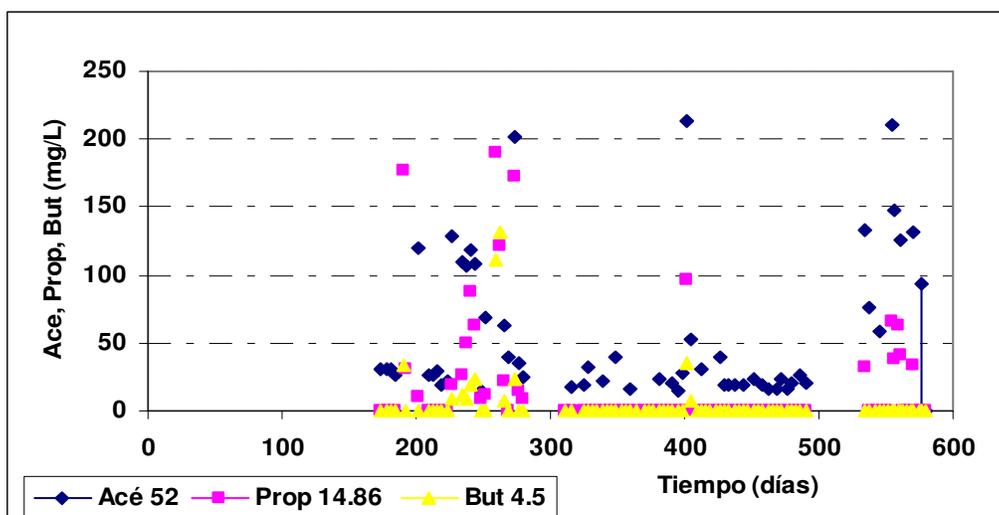


Figura 6.13 Evolución del pH en el efluente del digestor



### 6.2.3 Ácidos grasos volátiles (AGV's)

En la figura 6.14 se observa que las concentraciones de los ácidos grasos durante la experimentación fue disminuyendo considerablemente, en general, los ácidos propiónico y butírico fueron los que mostraron la menor concentración en la investigación; la concentración de ácido propiónico en promedio fue de 14.86 mg/L, ligeramente más alta que la concentración de ácido butírico que presentó un promedio de 4.51 mg/L y de ácido acético fue de 51.99 mg/L, situación que se atribuye a que las bacterias asimilaron (consumieron) rápidamente la cantidad de sustrato y considerando que la carga de alimentación estuvo ligeramente por debajo a la establecida, esto pone en manifiesto que dentro del digestor se tiene buena actividad microbiana. Los valores mostrados en la figura 5.17, comparados con el pH, indican que existe estabilidad en el proceso, donde la concentración de AGV's debe ser baja o inapreciable inferior a 100 mg/L (Noyola, 1998b).



### 6.14 Evolución de los ácidos grasos volátiles en el efluente del digestor

### 6.3 LODOS EN EL DIGESTOR

El seguimiento de la evolución de la cama de lodos dentro del digestor se realizó mediante la determinación de sólidos suspendidos, pH, relación de alcalinidades, IVL y velocidad de sedimentación. Los dos últimos permitieron conocer el nivel de compactación de la cama de lodos en el sistema.



### 6.3.1 Sólidos suspendidos

La figura 6.15 muestra la evolución de la concentración de SST y SSV en los lodos contenidos en la cama de lodos del digester a lo largo del periodo de operación. Al inicio de la investigación se tiene una concentración promedio de SST de 15.78 g/L y de SSV de 11.74 g/L. Se puede apreciar una evolución en la concentración de SST en la cama de lodos alcanzando concentraciones promedio de 30 g/L y de 14.69 g/L de SST y SSV respectivamente, en el periodo que comprende del día 300 a 420 de operación. El posterior decaimiento corresponde a la etapa de evaluación de natas. Por otra parte, en la figura 6.16 se observa que la fracción volátil de los lodos presenta una tendencia decreciente a partir del día 300, alcanzando un valor del orden del 50 %, lo cual indica que el proceso de digestión se estaba dando de manera satisfactoria. Posteriormente, la fracción volátil comienza de nuevo a incrementarse, hasta llegar a valores del 60%. Para la totalidad del experimento, el valor promedio de la fracción volátil en los lodos de la cama fue de 56.34%.

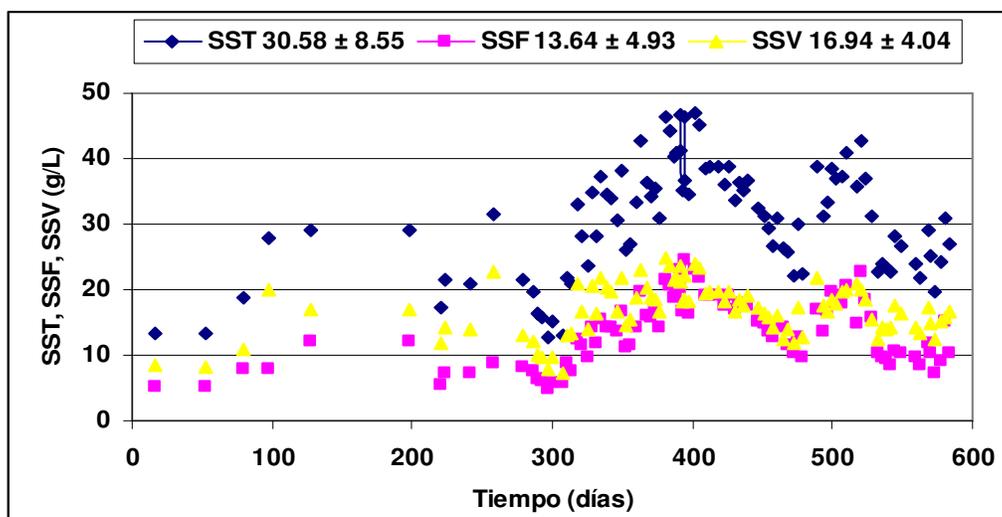


Figura 6.15 Concentración de sólidos suspendidos en la cama de lodos del digester

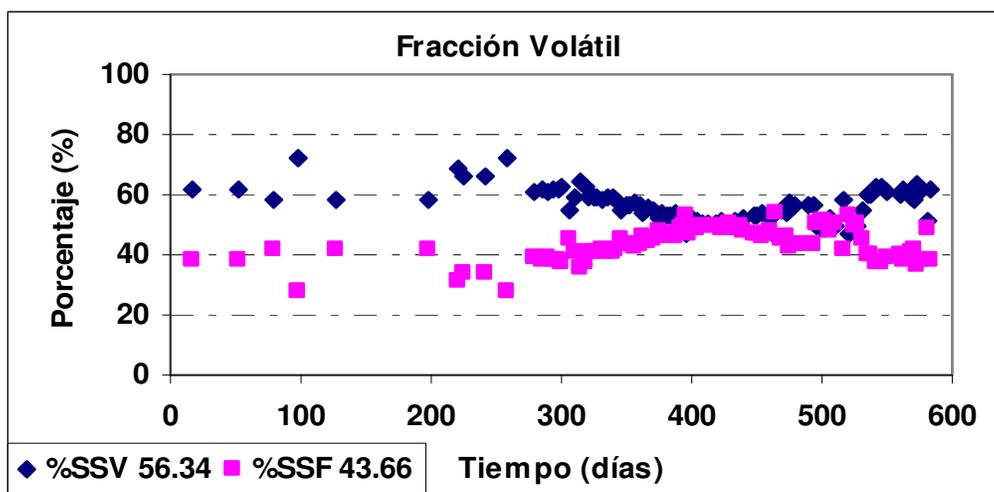


Figura 6.16 Fracción volátil de los sólidos suspendidos en la cama de lodos del digestor

### 6.3.2 Índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación

Al inicio de operación del digestor, el valor del IVL de los lodos contenidos en el digestor fue de 90 mL/gSST, valor que fue disminuyendo durante la operación del reactor llegando a valores de 36 mL/gSST para después presentar un incremento. Esto se aprecia en la figura 6.17. Lo anterior indica una variación clara en la capacidad de compactación de los mismos. En general, los lodos se mantuvieron con un IVL fuera del intervalo característico de un lodo anaerobio granular o flocúleno granular, 20 a 40 mL/g (Noyola, 1994).

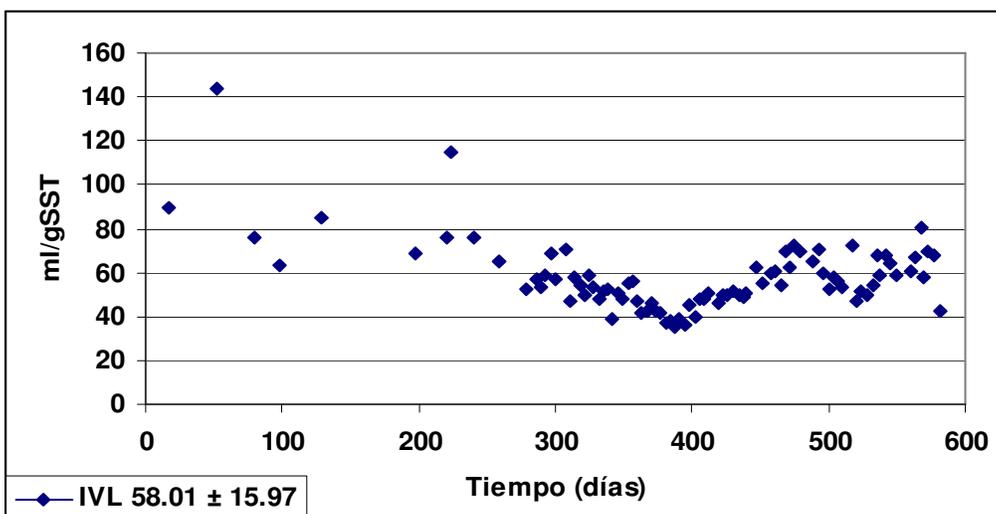
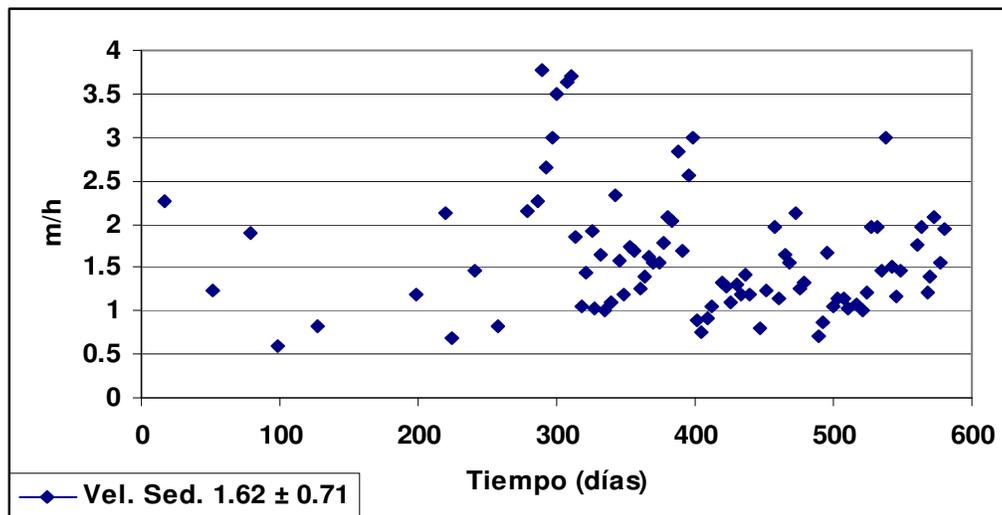


Figura 6.17 Índice volumétrico de lodos contenidos en el digestor



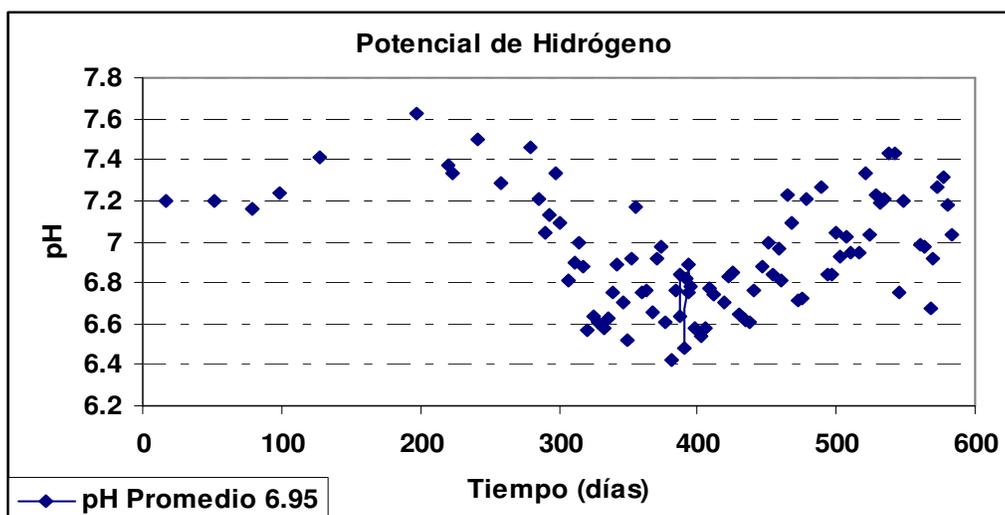
En el figura 6.18, se observa que al inicio de la investigación, la velocidad de sedimentación de la cama de lodos se encontraba en 2.25 m/h, valor que se incrementó hasta llegar a valores de 3.8 m/h al día 300 de la operación. Los valores decaen después de las purgas realizadas a valores de 1 m/h, valores adecuados, considerando la naturaleza floculenta de la cama de lodos.



**Figura 6.18 Velocidad de sedimentación de los lodos contenidos en el digester**

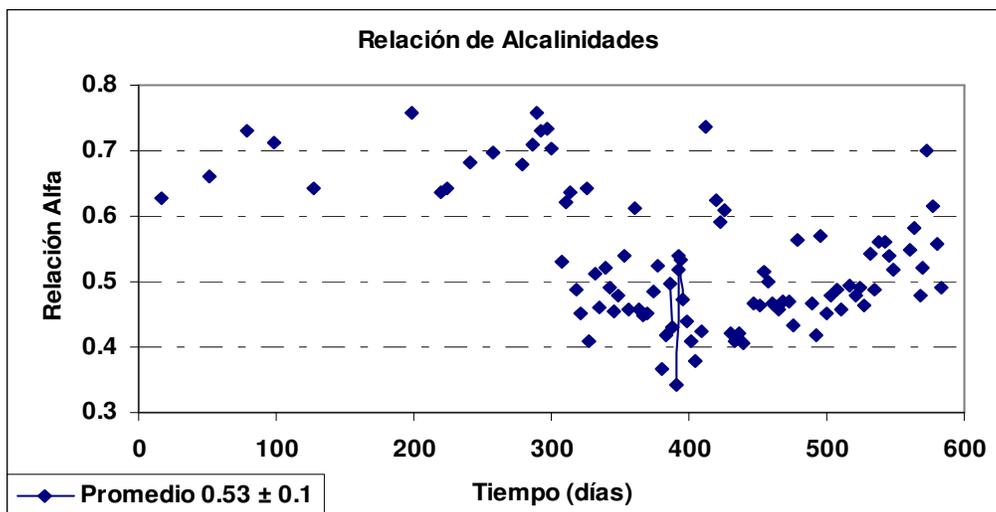
### 6.3.3 Alcalinidad, relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) y pH

Como se ha presentado, al comenzar a operar el digester con las condiciones de este estudio se observó un resentimiento del sistema, el cual también se manifestó en una disminución del pH (Figura 6.19). Sin embargo, la disminución de este parámetro no fue tan drástica para poder llegar a la acidificación del reactor, ya que se mantuvo durante toda la experimentación con valores de pH entre 6.4 y 7.6 unidades, valores que según Noyola (1998b) son considerados como óptimos para mantener un buen proceso de digestión anaerobia con un promedio de 6.95 dejando en claro que la cama de lodos esta muy cerca del rango óptimo (7.0 a 7.2) para la digestión anaerobia



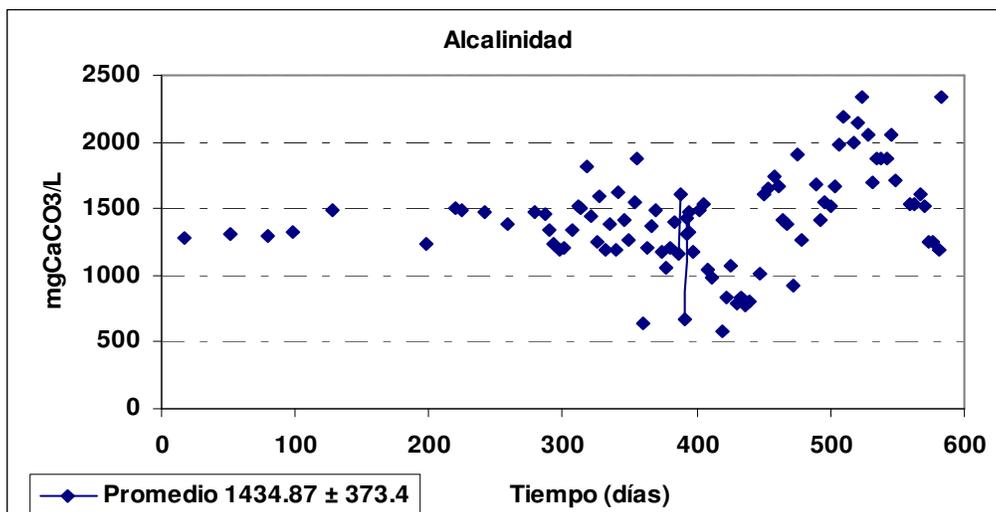
### 6.19 pH en la cama de lodos del digestor

El parámetro  $\alpha$  (relación de alcalinidades), considerado por Noyola (1994) como una adecuada alarma para saber si el reactor está siendo sobrecargado, mostró tendencia a disminuir al día 300 debido al aumento de la carga orgánica aplicada, (Figura 6.20). Cerca del día 400, el valor de este parámetro disminuyó hasta 0.32, valor que según Noyola (1998b), es indicio de una acidificación del sistema, ya que indica que es mayor la alcalinidad debida a los AGV's respecto a la alcalinidad debida a bicarbonatos. El bajo valor del parámetro  $\alpha$  que se presentó cerca del día 400, coincide con la ligera disminución del pH. Después del día 400, ya que comenzó a incrementarse el pH, el valor del parámetro alfa también comenzó a recuperarse y llegó a valores entre 0.4 y 0.6, que si bien no son óptimos, están considerados como aceptables. La relación  $\alpha$  promedio medida en la cama de lodos es de  $0.53 \pm 0.1$  lo que muestra una estabilidad en el digestor. En general, durante la operación este parámetro se mantuvo dentro del intervalo establecido (0.35 a 1) como control del sistema.



### 6.20 Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) en la cama de lodos

Los valores de alcalinidad (Figura 6.21) variaron a lo largo del tiempo, con valores entre 1000 y 2400 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , los cuales se encuentran dentro del intervalo de 1000 a 5000 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en que Malina y Pohland (1992) y Moeller (1999), consideran que la digestión anaerobia se puede realizar de manera normal. Teniendo descensos por debajo de mil los días 360, 391, 412, 419, 423, 430, 434, 437, 440 y 472 debido a que días anteriores se tuvieron  $B_v = 3.5 \text{ kgSSV}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  se presentaron los valores más bajos de este parámetro, los cuales fueron incrementando con el transcurso del tiempo hasta tener un proceso de digestión anaerobia relativamente estable. Después del día 500, la alcalinidad tuvo un comportamiento similar al del pH, pues cerca del día 520 fue cuando se presentaron los más altos valores de estos parámetros. Posterior al día mencionado, el valor de ambos comenzó a disminuir.



### 6.21 Variación de la alcalinidad en el reactor

#### 6.3.4 Actividad metanogénica

El parámetro de actividad metanogénica de la cama de lodos fue evaluada al final de la operación, con el propósito de determinar cual era la actividad de la biomasa que forma la cama de lodos, encontrando que se tiene un valor de 0.39 gCH<sub>4</sub>-DQO/gSSV\*d, de acuerdo con este dato, se puede decir que la biomasa presenta una moderada actividad metanógena, comparada con la que presentan los reactores anaerobios de alta tasa. Sin embargo, era de esperarse, puesto que el contenido de materia orgánica en la alimentación es limitada principalmente en lo referente al lodo secundario.

#### 6.4 NATAS

Para el estudio de las natas se decidió realizar dos etapas: una consistió en tener el reactor totalmente destapado y la segunda fue cubriendo el espejo de agua con película plástica ("foaming") figura 6.22. Para este punto se le dio seguimiento a la altura de la nata, sólidos suspendidos, grasas y aceites, nitrógeno total Kjeldahl y sustancias poliméricas extracelulares (EPS).



6.22 Vista del reactor al inicio de la investigación de natas, a) Fase descubierta; b) Fase cubierta.

### 6.4.1 Altura

En la figura 6.23 se aprecia el crecimiento y la evolución de la capa de nata formada durante la etapa descubierta, que duró 20 días. La nata tenía un crecimiento de 2 cm diarios durante los tres primeros días con un rompimiento repentino al sexto día, en que nuevamente apareció. Después, el crecimiento fue de 4 cm por día hasta alcanzar una altura máxima de 25 cm y estabilizarse en un promedio de 16 cm de grosor, no sin presentarse rompimientos repentinos durante este tiempo. En la etapa cubierta, el crecimiento inicial fue de 3 cm por día hasta alcanzar una altura máxima de 15 cm para después decaer y ubicarse alrededor de los 12 cm.

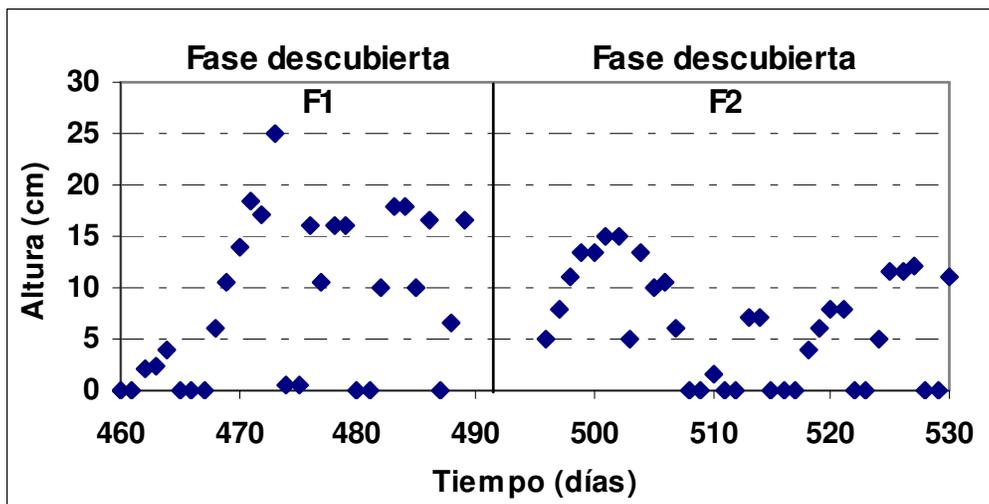


Figura 6.23 Altura de nata en la superficie del reactor



### 6.4.2 Análisis visual

En el análisis visual de la fase descubierta se pudo observar que la nata estaba constituida por una cama gelatinosa, espesa, extremadamente pegajosa y de apariencia grasosa, cubierta con una fina costra de color café y en ciertas áreas una coloración verdosa. Según Souza *et al.* (2005), la coloración verde se debe a organismos fototrofos, como las algas. El contenido de la nata era lodo granular, partículas gruesas y finas (Fig 6.24a). En la fase cubierta, la nata tenía una constitución más líquida y espumosa de color negro con manchas blanquizas (Fig 6.24b). La nata estaba formada por lodo anaerobio perdido por la cama, además de materiales que no son degradados por la digestión anaerobia como son cabellos, plásticos, colillas de cigarrillos etc., y que tienen una clara tendencia a flotar.



a)



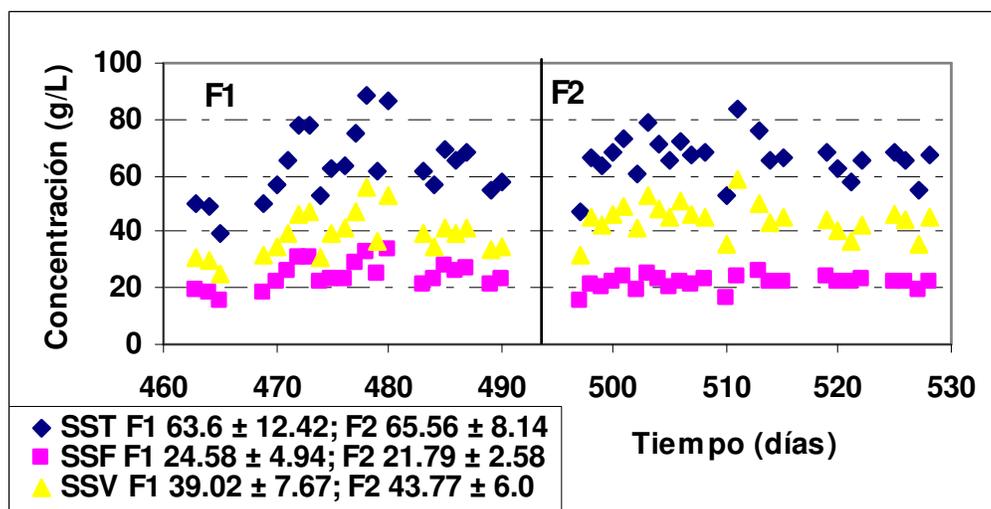
b)

**Figura 6.24 Vista de la nata de lodo formada en la superficie del digester durante su evaluación a) etapa descubierta, b) etapa descubierta**



### 6.4.3 Sólidos suspendidos

En el figura 6.25 se presenta el comportamiento de los sólidos suspendidos en la nata. Se observa que durante su evaluación en la primera etapa (descubierta) el valor promedio de SSV en la nata fue de 39.02 g/L. Durante la segunda etapa (cubierta) la concentración de sólidos fue en promedio de 43.77 g/L siendo más estable la nata en esta segunda etapa.



**Figura 6.25 Concentración de sólidos suspendidos en las natas**

En lo que se refiere a este parámetro, en la figura 6.26 se observa una elevada fracción volátil de un 61.3% en promedio para la primera fase de experimentación y 66.64% para la etapa cubierta. Este material está lejos de ser un lodo digerido, hecho que puede deberse a que se encuentra fuera de la zona de digestión anaerobia, lo que impide que su estabilización se lleve a cabo.

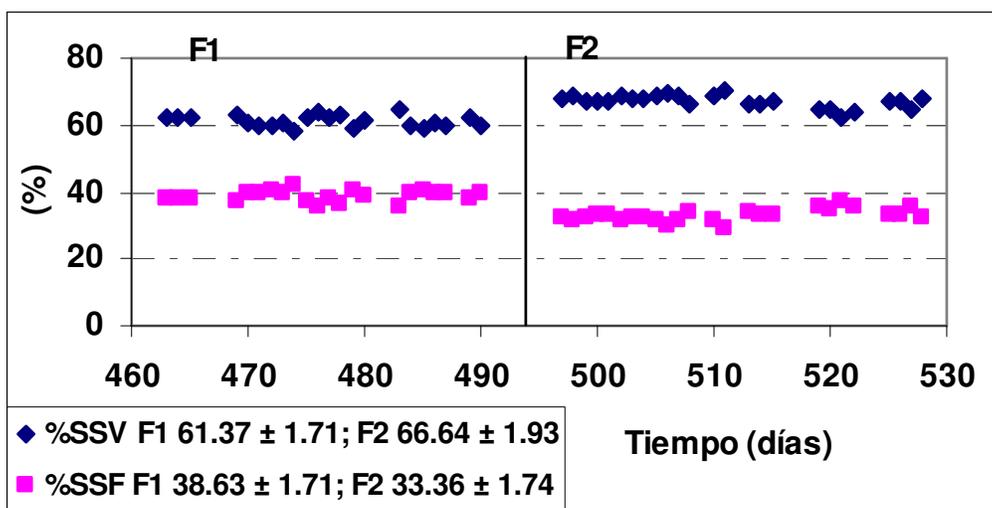
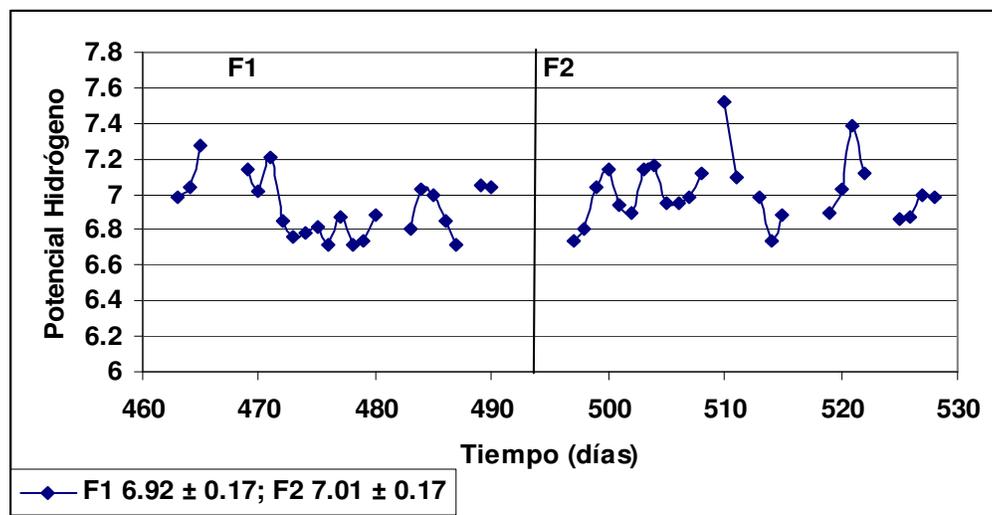


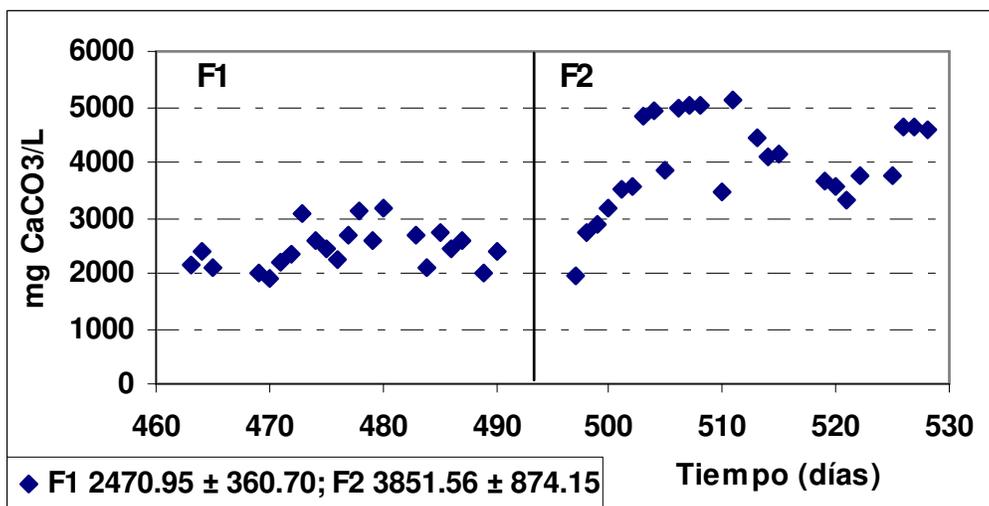
Figura 6.26 Fracción volátil de los sólidos suspendidos en la nata del digestor

#### 6.4.4 Alcalinidad, Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) y pH

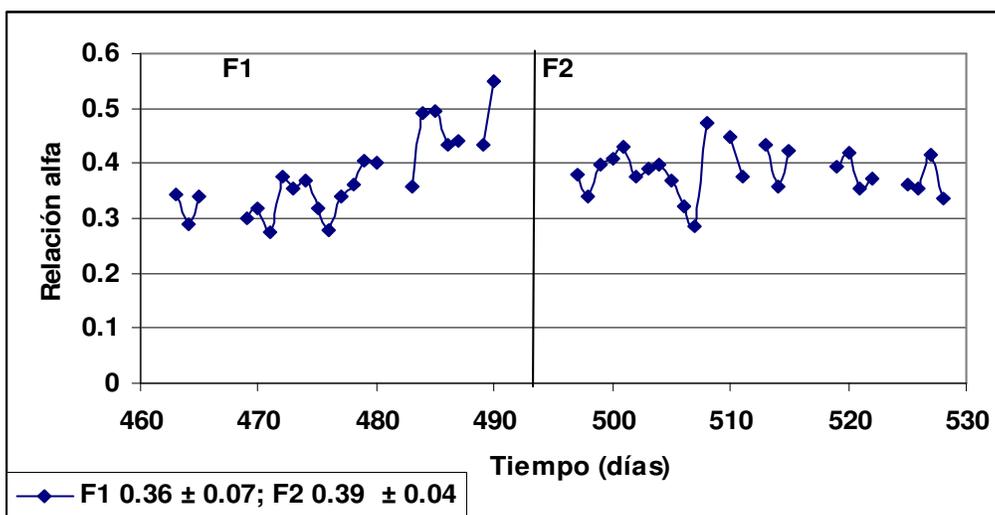
En las figuras 6.27, 6.28 y 6.29 se presentan los parámetros evaluados para las natas. Se observa que el valor promedio de pH para las dos fases es de 6.92 y 7.01 sin grandes variaciones; en la alcalinidad el promedio fue de 2470 y 3851 con una relación alfa promedio de 0.36 y 0.39 para la F1 y F2 respectivamente.



6.27 Potencial de Hidrógeno en la nata del digestor



6.28 Variación de la alcalinidad en las natas



6.29 Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) en la nata del digestor

### 6.4.5 Grasas y aceites en la nata de lodos

En la figura 6.30 se presenta la cantidad de grasa y aceite de la nata de lodo en el digestor no convencional tipo UASB, mostrando una cantidad significativa seguramente por tratar con aguas residuales complejas (Nadais *et al.*, 2005). Se observa que durante la fase descubierta se tenían valores por arriba de los 80 mg GyA/gSSV con valores máximos de 110 mg GyA/gSSV teniendo un promedio



durante toda la fase de 71 mg GyA/gSSV. Durante la fase cubierta, se identifica un intervalo entre 30 y 60 mg GyA/gSSV, con un promedio de 47.64 mg GyA/gSSV. Por la naturaleza propia de las G y A y por su importante fracción constituyente en la nata, puede decirse que estos compuestos tienen gran importancia en la generación de la nata, ya que encapsula el lodo y lo hace flotar.

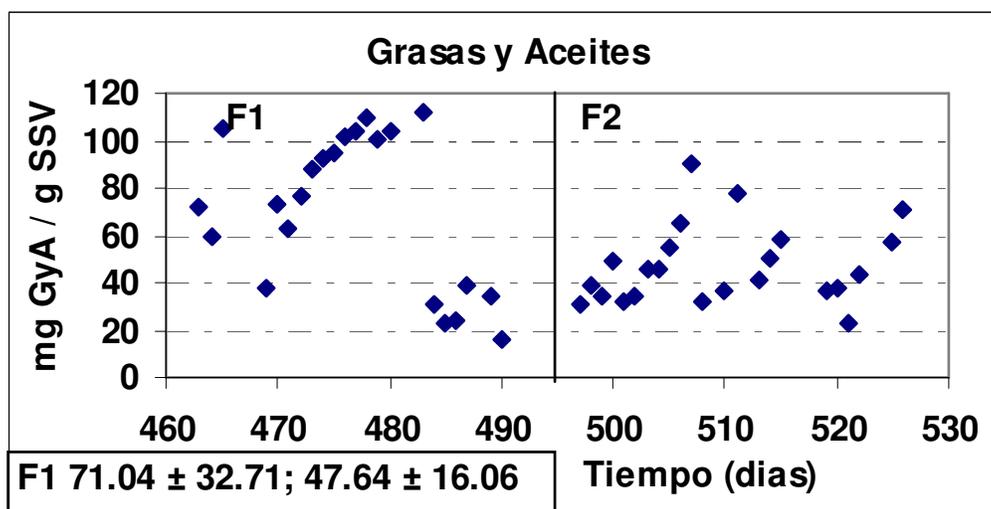
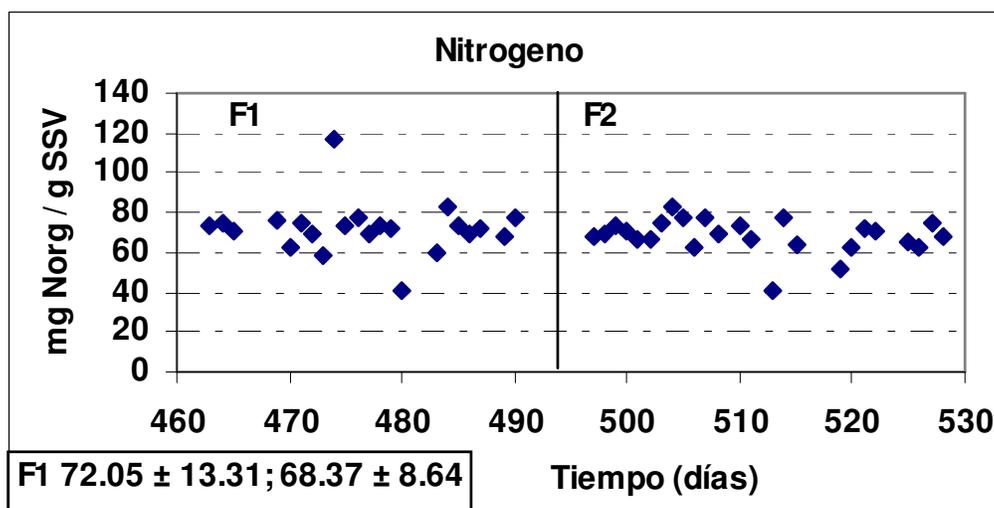


Figura 6.30 Variación de las Grasas y Aceites en las natas

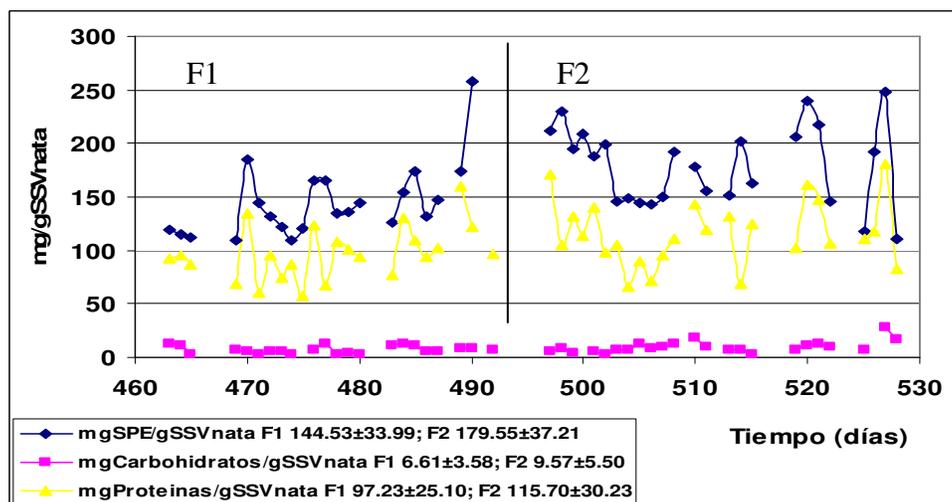
#### 6.4.6 Nitrógeno y Sustancia Poliméricas Extracelulares (SPE) en la nata de lodos

Como podemos observar en la figura 6.31, las concentraciones de nitrógeno en ambas fases eran muy similares, con promedios de 72 y 68 mg Norg/g SSV. Si se acepta el factor comúnmente usado para convertir nitrógeno orgánico en proteínas (6.25) el resultado sería de 450 y 427 mg/gSSV.



### 6.31 Variación del Nitrógeno en las natas

En la figura 6.32 se observa una mayor concentración de SPE en la F2, cuando se presentó una nata más líquida, en comparación con la F1, la cual era más seca y compacta, seguramente debido a que estaba expuesta al ambiente. El promedio de SPE en la F1 y F2 fue de 145 y 180 mg/g SSV (5611 y 7795 mg/ L nata). Estas sustancias constituían el 15 y el 18% de los SSV de ambas fases respectivamente.



### 6.32 Composición de las Sustancias Poliméricas Extracelulares

A las muestras de SPE se les realizó la extracción de carbohidratos y de proteínas, obteniendo valores promedio de carbohidratos de 6.9 y 9.6 mg/g SSV y de proteínas 97 y 116 mg/g SSV para F1 y F2 respectivamente. Las altas



concentraciones de proteínas indican un predominio de lípidos sobre otro tipo de constituyentes en los SPE, representando el 67 y el 65% para la F1 y la F2.

De los cálculos anteriores mostrados en la tabla 6.1, se obtiene que un 22% de las proteínas de la nata en la F1 eran parte de las SPE, con el resto en otras formas. El porcentaje para la F2 fue de 27%. En total, se tiene que las GyA, SPE y proteínas constituyeron el 57 y el 55% de los SSV de las natas en las fases descubierta y cubierta, respectivamente. El resto lo ocuparían otro tipo de residuos como podrían ser materiales sintéticos y compuestos ligno-celulósicos.

**Tabla 6.1 Parámetros medidos en las natas**

Parámetro	Promedio	
	Fase Descubierta	Fase Cubierta
Grasas y Aceites	71.04 mg GyA / g SST	47.64 mg GyA / g SST
Nitrógeno Orgánico	72.1 mg N / g SSV	68.4 mg N / g SSV
EPS	145.mg EPS / g SSV	180 mg EPS / g SSV
• Carbohidratos	6.9 mg/g SSV	9.6 mg/g SSV
• Proteínas	97 mg/g SSV	116 mg/g SSV

Las GyA, SPE y proteínas podrían funcionar como adhesivos dentro de la estructura de las natas, proporcionando estabilidad y además una resistencia mecánica a los esfuerzos cortantes.

#### 6.4 BALANCE DE MASA

Para evaluar el funcionamiento del proceso en cuanto a la remoción de sólidos suspendidos volátiles dentro del digestor es necesario hacer un balance de masa en el sistema.

La ecuación de balance de masa en su forma más general es como sigue:

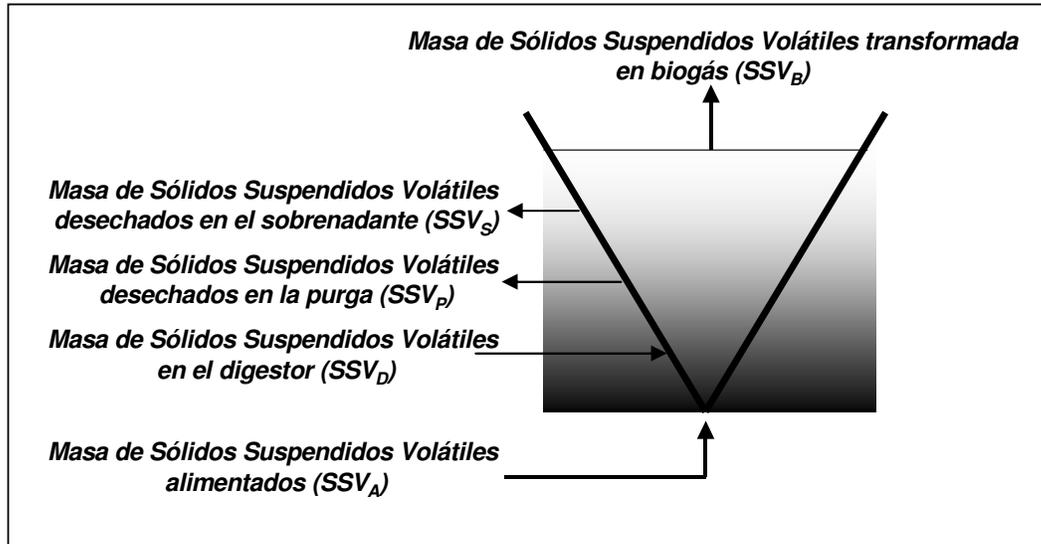
$$F_e = F_s + R + A - P \dots(1)$$

En donde:

- Fe = Flujo másico entrante que cruza la frontera del sistema
- Fs = Flujo másico saliente que cruza la frontera del sistema
- R = tasa de remoción en el sistema
- A = tasa de acumulación dentro del sistema
- P = tasa de producción dentro del sistema



En el digestor anaerobio no convencional, se muestran las siguientes variables en el digestor, figura 6.33



**Figura 6.33 Diagrama de flujo de sólidos suspendidos volátiles en el reactor UASB.**

A partir de la ecuación 1 y de la figura (6.33) se tiene que, para un periodo de tiempo fijo (t):

$$\begin{aligned}
 F_e(t) &= SSVA && \text{[kgSSV]} \\
 F_s(t) &= SSV_S + SSVP && \text{[kgSSV]} \\
 R(t) &= SSV_B && \text{[kgSSV]} \\
 (A-P)t &= SSVD && \text{[kgSSV]}
 \end{aligned}$$

Obteniéndose la siguiente ecuación para el digestor:

$$SSV_A = SSV_S + SSV_P + SSV_B + SSV_D \dots (2)$$

Por otro lado, para el periodo de tiempo definido:

$$SSV_D = SSV_{Df} - SSV_{Di} \dots (3)$$

En donde:

$SSV_{Df}$  = Sólidos suspendidos volátiles en el reactor al tiempo f (final)



$SSV_{Di}$  = Sólidos suspendidos volátiles en el reactor al tiempo i (inicial)

Por lo tanto, la ecuación para el balance de masa de sólidos suspendidos volátiles en el digester para un intervalo f-i es:

$$SSV_A = SSV_S + SSV_P + SSV_B + SSV_{Df} - SSV_{Di} \dots (4)$$

Considerando las condiciones bajo las cuales se llevó a cabo la purga, esto es, se tomó el promedio de las tres purgas realizadas, el balance de masa se hizo fijando como instante i al inicio del periodo al que se le llamó de operación estable del digester, y como instante f al final del mismo periodo y haciendo las siguientes consideraciones:

- \* El volumen útil del digester es de 18 m<sup>3</sup>.
- \* El carecer una cubierta donde se pudiera captar y medir la producción de biogás impidió calcular experimentalmente los SSVB del balance.
- \* Los sólidos suspendidos volátiles en el digester en el tiempo i (SSVDi), son el promedio de la concentración de SSV en el digester durante los 100 primeros días y así mismos los sólidos suspendidos volátiles en el digester en el tiempo f (SSVDf), son el promedio de la concentración de los SSV en el digester durante los 100 últimos días de operación.
- \* La purga de lodos del digester se realizó tres veces debido a que se presentaron elevadas concentraciones de sólidos suspendidos volátiles en el sobrenadante y a la fijación de una altura máxima de cama. Las purgas del reactor, se realizaron cuando el nivel de cama de lodos empezaba a alcanzar el nivel de las canaletas (proponiendo 40 cm por debajo de canaleta).
- \* El periodo considerado estable tuvo una duración de 583 días.

De acuerdo al balance de masa, y considerando los resultados obtenidos se tiene que:

Balance:

$$SSV_A = 25337 \quad \text{kgSSV}$$

$$\begin{aligned} SSV_S &= 12803 && \text{kgSSV} \\ SSV_P &= 120 && \text{kgSSV} \\ SSV_{Di} &= 21492 && \text{kgSSV} \\ SSV_{Df} &= 29952 && \text{kgSSV} \end{aligned}$$

Sustituyendo valores en la ecuación 4 y despejando  $SSV_B$



$$SSV_B = SSV_A - SSV_S - SSV_P - SSV_{Df} + SSV_{Di}$$

$$SSV_B = 25337 - 12803 - 120 - 29952 + 21492$$

$$SSV_B = 3954 \text{ kg SSV}$$

Se tiene que teóricamente 3954 kg de SSV fueron eliminados durante la operación del digestor, lo que equivale a un porcentaje de eliminación global del 15.61%. Estos resultados son calculados y no consideran errores experimentales.

### 6.6 EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (SST) Y VOLÁTILES (SSV), TOMANDO COMO BASE CONCENTRACIONES PROMEDIO

Considerando que el digestor no era purgado de manera secuencial, para dar una aproximación en la eficiencia de remoción de los SSV en la cama de lodos, con respecto al influente, se baso en resultados experimentales, siguiendo el calculo como lo presenta Metcalf & Eddy (2003)

Considerando que nuestra alimentación estaba compuesta de una mezcla de lodos (primario y secundario), se procedió a determinar la fracción de SSV de la mezcla siendo esta de 69%, y para la cama de lodos fue de 56% en el mismo parámetro. Obteniendo estos datos se plantea lo siguiente:

**Tabla 6.2 Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles**

	<b>% Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)</b>	<b>% Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)</b>
<b>Influente</b>	31	69
<b>Cama de lodos</b>	44	56

Con una base de calculo de 100 kg de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y con la suposición que la masa de Sólidos Suspendidos Fijo (SSF) se mantiene constante, se tiene que:

$$SSF \text{ en Influyente} = \frac{0.31kg}{0.31kg + 0.69kg} * (100kg) = 31\%$$

$$SSF \text{ en cama de lodos (lodos digeridos)} \quad 44\% = \frac{0.31kg * (100kg)}{0.31kg + X}$$



En donde X:

$$X = 0.395 \text{ kgSSV}$$

Con este resultado, la masa de lodos digeridos será:

$$39.5\text{kgSSV} + 31\text{kgSSF} = 70.5 \text{ kgSST}$$

Por lo tanto:

$$\text{Porcentaje de reducción de SST} = \frac{1.0 - 0.705}{1.0} * (100) = 29.5\%$$

$$\text{Porcentaje de reducción de SSV} = \frac{0.65 - 0.395}{0.65} * (100) = 39.23\%$$

Dado que los digestores anaerobios de alta tasa para lodos, tienen eficiencias de remoción de SSV del 45 al 50% (Metcalf & Eddy), y logran una reducción de masa total de SST del 25 a 45% (Noyola, 1998a), el 39.23% de eficiencia de remoción obtenido, nos indica que nos encontramos por debajo de lo establecido en la literatura y por consecuencia también en la reducción de masa total, ya que sólo se alcanzó un 29.5%.

## 6.7 PRODUCCIÓN TEÓRICA DE BIOGÁS

Debido a la presencia de natas en el digester tipo UASB y al no contar con una cubierta no se pudo cuantificar la producción de biogás en el digester. Considerando que la producción de biogás se puede estimar de manera teórica, ya que esta va de: 0.75 a 1.12 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSSV<sub>eliminados</sub> en un digester anaerobio de lodos (Noyola, 1998a) y tomando en cuenta que el porcentaje de eliminación obtenido mediante el balance de masa equivale a 3954 KgSSV, la producción teórica total de biogás fue de: 2965.5 a 4428.5 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>, lo que equivale por día en un rango de: 5.1 a 7.6 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> /d. Recordando que este cálculo es solamente teórico.

## 6.8 CONTENIDO DE PATÓGENOS EN EL INFLUENTE, EFLUENTE Y CAMA DE LODOS

Para determinar la presencia de patógenos en el influente, efluente y en los lodos contenidos en el digester, se llevaron a cabo las pruebas de coliformes fecales a través de la obtención del número más probable (NMP), de *Salmonella* y de cuantificación de huevos de helminto.



### 6.8.1 Coliformes fecales

Los resultados del promedio de determinaciones de coliformes fecales en el influente, sobrenadante y cama de lodos en el digestor se muestran en la tabla 6.3. Para los coliformes fecales se observa que presentaron una reducción entre el influente y la cama de lodos, en dos ordenes de magnitud.

La concentración de coliformes fecales en los lodos de purga fue de  $1.45 \times 10^4$  NMP/gST, y se encuentra dentro de lo especificado por la NOM-004-SEMARNAT-2002 para biosólidos clase C ( $2.0 \times 10^6$  NMP/gST).

### 6.8.2 Salmonella

También, para *Salmonella*, en el influente, sobrenadante y cama de lodos en el digestor, se llevó a cabo un muestreo y análisis cuyos resultados se muestran en la tabla 6.3. En ella se observa que no se acumulan en la cama de lodos sino que hay una disminución en este parámetro, lo cual hace notar que se dieron las condiciones para su disminución.

La concentración de *Salmonella* en los lodos de purga, se encuentra dentro de lo especificado por la NOM-004-SEMARNAT-2002 para biosólidos clase C (<300 NMP/gST).

### 6.8.3 Huevos de helminto

La cuantificación de huevos de helminto (HH) tanto en el influente como en la cama de lodos, se muestra en la tabla 6.3.

**Tabla 6.3 Microorganismos parásitos en el digestor no convencional.**

Muestra	Coliformes Fecales NMP / g ST	Salmonella NMP / g ST	Huevos de Helmintos HH / g ST	
			viabiles	no viabiles
Lodo Primario	0.46 E6	727	82	11
Lodo Secundario	0.64 E6	797	61	10
Efluente	5.62 E6 (NMP/L)	2730 (NMP/L)	24	13
Cama (lodo de purga)	1.45 E4	57	54	45

La concentración de huevos de helmintos en los lodos, se encuentra fuera de lo especificado por la NOM-004-SEMARNAT-2002 para biosólidos clase C (<35



HH/gST). Evidentemente las condiciones de operación en cuanto a la temperatura y tiempo de retención celular no fueron las adecuadas para incrementar la reducción de estos indicadores microbiológicos y alcanzar otra clase de biosólido.



## 7. CONCLUSIONES

El arreglo propuesto puede recibir lodo de purga diluido, con tiempos de retención hidráulica de 2.25 días y alcanzar un nivel de espesamiento adecuado en la cama de lodos, del 3%, por lo que se podría prescindir del uso de dispositivos adicionales para tal efecto.

El digester tipo UASB probado puede ser utilizado como digester no convencional ya que logró una buena mineralización de los lodos en la cama (56% fracción volátil).

Considerando como referencia la norma para biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002, es posible cumplir con la clase C para coliformes fecales y *Salmonella*, ya que se obtuvieron conteos de 1.45 E4 NMP/gST y 57 NMP/gST respectivamente. Sin embargo, el contenido de huevos de helmintos en la cama de lodos fue de 99 HH/ gST, con 54 HH viables (54%), valor que se encuentra por arriba de los límites que marca la Norma para los lodos clase C por lo tanto no se cumple la NOM 004 para biosólidos.

La elevada presencia de sólidos suspendidos en el efluente líquido se debe a partículas finas que no son retenidas por la cama de lodos por efecto de la velocidad ascendente y a las evacuaciones puntuales de materia flotante (colapso y desprendimiento de natas). Este es un punto que debe ser resuelto antes de llevar este diseño a una escala mayor.

La presencia de natas constituye un factor que limita la aplicación de esta tecnología. Un análisis de su composición lleva a lo siguiente: grasas y aceites del 4 al 7%, proteínas del 42 al 45% y sustancias exopoliméricas del 15 al 18%; en su totalidad, estos compuestos representaron entre el 55 y 57% de los sólidos suspendidos volátiles de las natas.



## ANEXOS

### 1.- MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS

#### ÍNDICE DE ALCALINIDAD ( $\alpha$ )

La determinación del parámetro  $\alpha$  se realizó de acuerdo a Ripley (1989), que indica la relación debida a la alcalinidad de los bicarbonatos entre la alcalinidad total, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\alpha = \frac{\text{Alcalinidad}_{\text{bicarbonatos}} \text{pH } 5.75}{\text{Alcalinidad}_{\text{total}} \text{pH } 4.3}$$

#### ACTIVIDAD METANÓGENA ESPECÍFICA (Ae)

Las pruebas de Ae se realizaron en botellas serológicas de cristal de 60 ml con septos de caucho. Cada botella contenía 20 ml de medio basal (Batch, 1979), 4 ml de muestra de lodos (a una concentración conocida de SSV) y la cantidad correspondiente de sustrato (ácido acético) para proporcionar una carga orgánica de 0.4 gDQOg-1SSV por día. Las botellas fueron inoculadas bajo condiciones anaerobias a 37 °C y las determinaciones de CH<sub>4</sub> fueron medidas a intervalos cortos de tiempo dependiendo de la actividad metabólica del lodo. La actividad metanógena acetoclástica fue calculada de la pendiente máxima de producción de CH<sub>4</sub> y de la cantidad de SSV existentes.

#### ÍNDICE VOLUMÉTRICO DE LODOS (IVL) Y VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN (Vsed)

Las pruebas de IVL y Vsed se realizaron simultáneamente de acuerdo a los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1990), con algunas modificaciones. Se utilizó un volumen de lodos de 50 ml con concentración de SST conocida, diluidos con agua destilada a 250 ml en una probeta con el mismo volumen. Después de homogeneizar la muestra, se midió el volumen sedimentado a intervalos de tiempo de 15, 30, 45 y 60 segundos, posteriormente a cada minuto hasta alcanzar un tiempo total de 30 minutos.



El IVL se determinó de acuerdo a la fórmula siguiente:

$$IVL = \frac{Vol.se\ dim entado_{30min} (mL)}{MasadeSSTen50mL(g)}$$

La Vsed se determinó de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$V_{sed} = \frac{m}{A}(0.6)$$

En donde:

Vsed= Velocidad de sedimentación (mh-1)

m = máxima pendiente en la gráfica de volumen sedimentado con respecto al tiempo (mL/min)

A = área transversal de la probeta (11.43 cm<sup>2</sup>)

0.6= Factor de conversión de cm/min a m/h

## **DETERMINACIÓN DE SUSTANCIAS POLIMÉRICAS EXTRACELULARES (SPE) EN LODOS PROVENIENTES DE UN DIGESTOR UASB**

Miguel Herrera Robledo y Albar Cabeza de Vaca Inclán

**Coordinación de Bioprocesos Ambientales**

Instituto de ingeniería UNAM

Septiembre 17, 2006

### **Introducción**

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

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

Se han presentado problemas de operación en un digestor anaerobio de lodos



(tipo UASB) y como parte de la estrategia de control se ha contemplado la cuantificación de estas sustancias para identificar de manera directa su papel en la formación de natas y en la hiperconcentración de sólidos en determinadas zonas del mismo.

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

## Método de Análisis

### 1. Muestreo.

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

### 2. Almacenamiento y Análisis complementarios

- a) Debe ser colocada a **temperaturas de refrigeración** para evitar en lo posible actividad microbiana. La muestra a analizar no debe permanecer más de **48 horas almacenada** ya que podrían presentarse variaciones en su contenido de SPE.
- b) **Deben ser determinados todos los sólidos** (volátiles y fijos, suspendidos y totales) del lodo además de los porcentajes de humedad.

### 3. Extracción (Formaldehído e hidróxido de sodio).

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



- b) Aún **en refrigeración** se adicionan **4ml de una solución 1N de NaOH**, la disociación de los grupos funcionales (solubilización) de las SPE se lleva a cabo en **3 horas** (medir pH y reportarlo).
- c) A través de **centrifugación a 20000g** (5000 rpm) durante 5-10 minutos se separan los sólidos. Colectar el precipitado ya que en él se encuentran las células microbianas, etiquetar con fecha y tipo de lodo, guardar en ultracongelación.
- d) Se realizará una etapa más de **filtración del sobrenadante** mediante papel Wathman de 0.22 micras. Determinar como sólidos suspendidos totales, volátiles y fijos.
- e) **El filtrado con las SPE solubilizadas deberá ser purificado** para su análisis. Si así se requiriese, este extracto puede ser fraccionado mediante filtraciones selectivas en sistemas AMICON.

#### 4. Purificación.

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

#### 5. Reporte

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

#### 6. Análisis posteriores.

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



## Bibliografía

**A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule.** EPA/832/R-93/003. Environmental Protection Agency USA. September 1994.

**APHA, AWWA, WPCF (1995).** Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. USA.

**Barrios, A. (2007).** Digestión anaerobia de lodos residuales en un reactor tipo lecho de lodos. Tesis licenciatura, Facultad de Química, UNAM, México.

**Bastian R. K. (1997).** Biosolids management in the United States. A state-of-the-nation overview. *Water Environment Technology*. Mayo, 45-50.

**Berovic, M., Cimerman, A. (1979).** Foaming in submerged citric acid fermentation on beet molasses. *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 7. 3 13-3 19.

**Berovic, M. (1990).** Foam problems in fermentation processes, *Chem. Ind.* 39 (12),, 567-573.

**Bikerman, J. J., Perri, J. M., Booth, R.B., Curri, C. C. (1953).** Foams; Theory and Industrial Application, Reinhold, New York, 1-137.

**Bumbullis, W. and Schiügerl, K. (1979)** Foam behaviour of biological media: V. Alcohol effects, *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 8, 17-25.

**Bumbullis, W. and Schügerl, K. (1981)** Foam behaviour of biological media: VI. Foam stability, *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 11, 106-109.

**Cardozo V. L., Ramirez C. E., Moeller Ch. G., Escalante E. V.** Manejo de lodos residuales en México. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental.

**Chisti, Y., Moo-Young, M. (1986).** Disruption of microbial cells for intracellular products, *Enzyme Microb. Technology.* 8., 194-204.

**Chiu-Yue Lin (1992).** Effect on heavy metals on volatile fatty acid degradation in anaerobic digestion. *Water Research*, 26 (2), 177-183.

**Combs, J. (1992).** Diccionario de Biotecnología. Ed. Reverté. 880.

**Comisión Nacional del Agua CNA (2006)** Inventario de plantas de tratamiento de



aguas residuales municipales 2005. Subdirección General Técnica, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, Mexico.

**Comte S., Guibaud G., Baudu M. (2006).** Relations between extraction protocols for activated sludge extracellular polymeric substances (EPS) and EPS complexation properties. Part 1 Comparison of the efficiency of eight EPS extraction methods. *Enzyme and Microbial Technology* 38, 237-245

**Currie, C. C. (1953).** Foams: Theory and Industrial Applications, Reinhold, New York. 297

**Environmental Protection Agency (1996a).** A guide to the biosolids risk assessments for the EPA part 503 rule. USA.

**Environmental Protection Agency (1996b).** A plain English guide to the biosolids risk assessments for the EPA part 503 rule. USA.

**Furchner, B., Mersmann, A. (1990).** Foam breaking by high speed rotors, *Chem. Eng. Technol.* 13., 86-96.

**Ghildyal, N. P., Lonsane, B. K., Karanth, N. G. (1988).** Foam control in submerged fermentation: state of the art, *Adv. Appl. Microbial.* 33., 173-222.

**Gujer, W., Zehnder, J. B. (1983).** Conversion processes in anaerobic digestion. *Wat. Sci. Tech.* Vol 5., 127-167.

**Hall M. J., Dickinson S.D., Pritchard R and Evans (1971).** Foams and foam control in fermentation process. *Prog. Nd. Microbiol* 12, 171-231

**Hancock, R. I. (1984).** Macromolecular Surfactants, in T. F. Tadros, (ed.), *Surfactants*, Academic Press, London.

**Hungate R. E. (1969).** "A roll tube method for cultivation of strict anaerobes". In Norris J. R. and Ribbons D. W. (Editores). *Methods in Microbiology*. Academic Press. New York. Vol 3B, 117-132.

**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.* 55., 448-453.

**Khan , A.R., Kocianova E., Foster (1991).** Activated sludge characteristics in relation to stable foam formation. *J. Chem. Technol. Biotechnol* 52, 383-392

**Komaroga, A. B., Subyaga, E. G., Gladkovskii, G. A., Ryzherhova, E. V., Tarakanov, O. G. (1984).** Foam formation characteristics of oligoethers,



copolymers of ethylene and propylene oxides in water, Colloid J., 5-11.

**Laubscher, A. C. J. (2001).** Treatment of grain distillation wastewater in an upflow anaerobic sludge bed (UASB) system. *Water SA* 27(4), 433-444.

**Lee, J. C., Tynan, K. J. (1988).** Antifoams and their affects on coalescence between protein stabilized bubbles, *Bioreactor Fluid Dynamics*, Conference paper, 353-377.

**Liu H., Fang H.P. (2002).** Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *Journal of Biotechnology*. 95, 249-256.

**Lue-Hing, C., Matthew, P., Namer, J., Okuno, N., Spinosa, L. (1996).** Sludge management in highly urbanized areas. En: *A global atlas of wastewater sludge and biosolids: use and disposal* Matthew P. (ed) Reporte científico y técnico No. 40 IAWQ. Gran Bretaña.

**Mancy K.H., Okun D.A. (1960).** Effects of surface active agents on bubble aeration, *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* 32, April, 351-364

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

**McInerney, M. J. (1980).** Metabolic stages and energetics of microbial anaerobic digestión. *Anaerobic Digestión* Ed. Applied Sciences Publishers Ltd. Londres

**Metcalf & Eddy Inc. (2003).** *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse.* 4<sup>rd</sup> Ed.. Mc Graw-Hill. USA.

**Moeller Chavez Gabriela Eleonora.** Mejoramiento de la digestión anaerobia de lodos residuales primarios por medio de estimulación y pretratamiento. Tesis doctoral, UNAM, 1999.

**Moller, Von O. (1988).** Entgasung von Flüssigkeiten in Fliehkraftfeld-Das CENDEGAVerfahren, *Fat Sri. Technol.*, 90, May, 529-531.

**Montalvo, S., Guerrero, L. (2003).** Tratamiento anaerobio de residuos. Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso Chile., 413.

**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., 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., 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.

**Ohkawa, A., Ueda, Y., Sakai, N. (1985).** Effect of impeller design on foam breaking and power characteristics of an aerated stirred tank fitted with a rotating disk mechanical foam-breaker, *Process Biochem.* August., 116-129.

**Pagilla, K. R., Kent C. Craney, Wendell H. Kido (1997).** Causes and effects of foaming in anaerobic sludge digesters. *Wat. Sci. Tech.* Vol 36, 463-470.

**Pelczar M., Reid R. y Chan E. (1988).** Microbiología. Segunda Edición. McGraw-Hill. México, D.F. 681-703.

**Prins, A., Van Riet, K. (1987).** Proteins and surface affects in fermentation: Foam, antifoam and mass transfer, *Trends Biotechnol.* 5, 296-301.

**Raman P., Ranga Rao V. V. (1989).** A static scum-breaking net for fixed-dome biogas plants. *Biological Wastes* 30, 12

**Ramirez C. E., Cardozo V. L., Myjaylova N. P., Moeller Ch. G., Lopez A. S.** Composting: A good choice for biosolids production.

**Ramirez C. E., Cardozo V. L., Myjaylova N. P., Moeller Ch. G., Lopez A. S. (b).** Transformaciones en la digestión alcalina de lodos residuales municipales. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental.

**Schügerl, K (1985)** Foam formation, foam suppression, and the effect of foam on growth, *Process Biochem.*, August, 122-123.

**Schügerl, K., Liicke, J., Lehmann, J., and Wagner, F. (1978)** Application of tower bioreactors in cell mass production, *Adv. Biochem. Eng.* 8, 63-131.

**SEMARNAT (2003).** Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes de lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final. *Diario Oficial* agosto de 2003., 62.

**Souza, C. L., Aquino S.F., Teixeira A.R., Chernicharo C.A. (2006).** Production and characterization of scum from UASB reactors treating typically domestic sewage.



**Szarka L. Magyar K. (1969).** The foams of formation broths: I some parameters of the foaming of fermentation media. *Biotechnol. Bioeng* 2, 701-710.

**Thomas, A., Winkler, M, A, (1977).** Foam separation of biological materials, in A. Wiseman (eds.), *Topics in Enzyme and Fermentation Biotechnology*. Ellis Horwood, Chichester, 43-71.

**van Niekerk, A M, Richard M. G., Jenkins D. (1987).** Foaming in anaerobic digesters: a survey and laboratory investigation. *J Water Pollut Control Fed.* 59, 249.

**Van Riet, K., Prins, A., Nieuwenhuijs, J. A. (1984).** Some affects of foam control by dispersed natural oil on mass transfer in a bubble column *Third Europ. Congr. Biotechnol.*, Germany. September. 3.10,14, 521-525.

**Vardar-Sukan, F. (1987).** A quantitative comparison of natural oils as antifoam agents in bioprocesses, *Fourth European Congress on Biotechnology*, 14-19 June, Amsterdam, The Netherlands.

**Vardar-Sukan, F. (1998).** Foaming: Consequences, prevention and destruction, *Biotechnology Advnces Vol 16 (1998)*. 913-948.

**Vesilind P., Hartman G. y Skene E. (1986).** Sludge management & disposal for the practicing engineer. De Lewis Publisher, Inc. U.S.A.

**Viesturs, U. E., Kristapsons, M Z., and Levitans, E. S. (1982).** Foam in microbiological processes, *Adv. Biochem. Eng.* 21, 169-224.

**Water Environment Federation (1993).** Sludge stabilization. *Manual of practice No. FD-9.* USA., 1-53, 81-105.

**Water Pollution Control Federation (1987).** Anaerobic sludge digestion. *Manual of practice No. 16 2<sup>nd</sup> Edition.* USA. 118.

**Winkler M. (1994).** Tratamiento biologico de aguas de desecho. Editorial Limusa. México.

**Wunsch B. Heine W., Neis U. (2002).** Combating bulking sludge with ultrasound. *TU Hamburg-Harburg reports on sanitary engineering* 35. 201-212

**Yoda, M., Nishimura, S. (1997).** Controlling granular sludge floatation in UASB reactors, *Wat. Sci. Tech.* Vol 36, 165-173.

**Zlokamik, M. (1986).** Design and scale-up of mechanical foam breaker, German



Chem. Eng. 9. 3, 14-320.

**Zoetemeyer, R. J., Van den Heuvel, J. C. and Cohen, A. (1982).** pH influence on acidogenic dissimilation of glucose in an anaerobic digester. Water Research. Vol 16. 303-311.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> Componentes de un tren convencional de tratamiento de lodos.	9
<b>Figura 2.2</b> Diagrama de flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer y Zehnder, 1983).	18
<b>Figura 2.3</b> Digestores anaerobios, a) Baja tasa y b) Alta tasa (Metcalf & Eddy, 2003).	22
<b>Figura 2.4</b> Digestor anaerobio convencional (Metcalf & Eddy, 2003).	24
<b>Figura 2.5</b> Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 2003).	25
<b>Figura 2.6</b> Geometría clásica (WEF, 1993).	26
<b>Figura 2.7</b> Geometría americana (WEF, 1993).	26
<b>Figura 2.8</b> Geometría europea (WEF, 1993).	27
<b>Figura 2.9</b> Geometría en forma de huevo (WEF, 1993).	28
<b>Figura 5.1</b> Esquema del prototipo instalado.	39
<b>Figura 5.2</b> Diagrama del digestor tipo UASB y principales dimensiones a) corte transversal (A-A'), b) vista en planta.	40
<b>Figura 5.3</b> Elementos del sistema experimental a) Vaso de purga y bomba sumergible, b) Tanques de almacenamiento, c) Digestor no convencional, d) Tanque de regulación del sobrenadante.	42
<b>Figura 6.1</b> Concentración de sólidos suspendidos y valores promedio.	45
<b>Figura 6.2</b> Comportamiento del pH del lodo y valor promedio.	45
<b>Figura 6.3</b> Alcalinidad en el lodo de alimentación y valor promedio.	46
<b>Figura 6.4</b> Relación de alcalinidad en el lodo alimentado al digestor y valor promedio.	46
<b>Figura 6.5</b> Concentración de sólidos suspendidos y valores promedio.	47

<b>Figura 6.6</b> Comportamiento del pH y valor promedio.	48
<b>Figura 6.7</b> Alcalinidad y valor promedio.	48
<b>Figura 6.8</b> Relación de alcalinidad del lodo alimentado al digestor y valor promedio.	49
<b>Figura 6.9</b> Carga orgánica volumétrica alimentada al digestor durante el periodo de operación y valor promedio.	50
<b>Figura 6.10</b> Concentración de sólidos suspendidos en el efluente del digestor y valores promedio.	51
<b>Figura 6.11</b> Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el efluente del digestor y valor promedio.	51
<b>Figura 6.12</b> Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) en el efluente del digestor.	52
<b>Figura 6.13</b> Evolución del pH en el efluente del digestor.	52
<b>Figura 6.14</b> Evolución de los Ácidos grasos volátiles en el efluente del digestor.	53
<b>Figura 6.15</b> Concentración de sólidos suspendidos en la cama de lodos del digestor.	54
<b>Figura 6.16</b> Fracción volátil de los sólidos suspendidos en la cama de lodos del digestor.	55
<b>Figura 6.17</b> Índice volumétrico de lodos contenidos en el digestor.	55
<b>Figura 6.18</b> Velocidad de sedimentación de los lodos contenidos en el digestor.	56
<b>Figura 6.19</b> pH en la cama de lodos del digestor.	57
<b>Figura 6.20</b> Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) en la cama de lodos.	58
<b>Figura 6.21</b> Variación de la alcalinidad en el reactor.	59
<b>Figura 6.22</b> Vista del reactor al inicio de la investigación de natas, a) Fase descubierta, b) Fase cubierta.	60
<b>Figura 6.23</b> Altura de nata en la superficie del reactor.	60
<b>Figura 6.24</b> Vista de la nata de lodo formada en la superficie del digestor	61

durante su evaluación a) Etapa descubierta, b) Etapa descubierta.

<b>Figura 6.25</b> Concentración de sólidos suspendidos en las natas.	62
<b>Figura 6.26</b> Fracción volátil de los sólidos suspendidos en la nata del digestor.	63
<b>Figura 6.27</b> Potencial de hidrógeno en la nata del digestor.	63
<b>Figura 6.28</b> Variación de la alcalinidad en las natas.	64
<b>Figura 6.29</b> Relación de alcalinidades ( $\alpha$ ) en la nata del digestor.	64
<b>Figura 6.30</b> Variación de las grasas y aceites en las natas.	65
<b>Figura 6.31</b> Variación del nitrógeno en las natas.	66
<b>Figura 6.32</b> Composición de las sustancias poliméricas extracelulares.	66
<b>Figura 6.33</b> Diagrama de flujo de sólidos suspendidos volátiles en el reactor UASB.	68

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 2.1</b> Comparación de los niveles de nutrientes de los fertilizantes comerciales y el lodo de agua residual estabilizado (Metcalf & Eddy, 2003).	13
<b>Tabla 2.2</b> Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).	14
<b>Tabla 2.3</b> Límites máximos permisibles para metales pesados en biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).	15
<b>Tabla 2.4</b> Aprovechamiento de biosólidos (NOM-004-SEMARNAT-2002).	15
<b>Tabla 2.5</b> Efectos negativos que causan las natas y espumas.	32
<b>Tabla 6.1</b> Parámetros medidos en las natas.	67
<b>Tabla 6.2</b> Porcentaje de sólidos suspendidos volátiles.	70
<b>Tabla 6.3</b> Microorganismos parásitos.	72